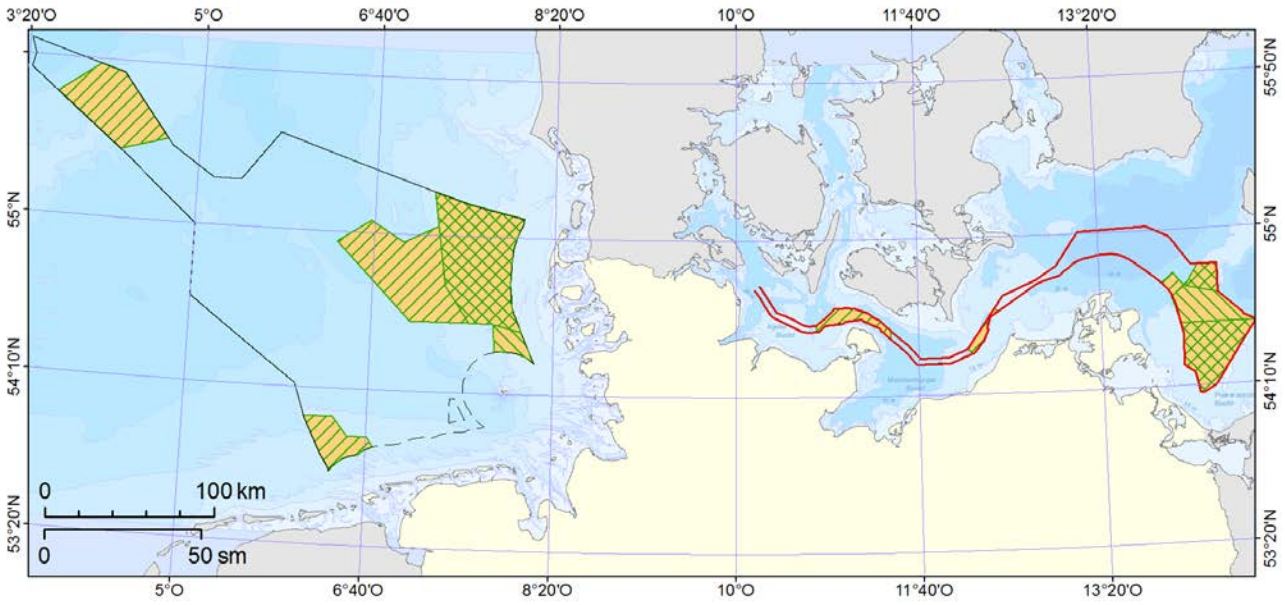
Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.)

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Ostsee

– Beschreibung und Zustandsbewertung –



BfN-Skripten 553

2020

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Ostsee

– Beschreibung und Zustandsbewertung –

– Stand 25.02.2020 –

Herausgegeben vom
Bundesamt für Naturschutz

BfN
Bundesamt für Naturschutz

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

Adresse des Herausgebers:

Bundesamt für Naturschutz Konstantinstr. 110, 53179 Bonn

Erstellung:

Tim Bildstein
Bastian Schuchardt
Steffen Bleich
Swaantje Bennecke
Sabine Schückel
Alke Huber
BioConsult Schuchardt & Scholle GbR
Auf der Muggenburg 30, 28217 Bremen

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

Sven Koschinski
Meereszoologie, Kühlandweg 12, 24326 Nehmten

Alexander Darr
Leibniz-Institut für Ostseeforschung
Seestrasse 15, 18119 Rostock

Unter Mitarbeit von:

Götz Ellwanger, Henrik Flatter, Wenke Frederking, Mirko Hauswirth, Kathrin Heinicke, Oliver Hendrischke, Florian Herzig, Carla Kuhmann, Stefan Lange, Alexander Liebschner, Thomas Merck, Christian Pusch, Melanie Roscher, Ines Scheibler und Matthias Steitz (alle BfN)

Fachbetreuung im BfN:

Jochen Krause
Nina Schröder
Axel Kreutle
Miriam Sollich
Abteilung II 5 „Meeresnaturschutz“

Zitiervorschlag: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2020): Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee – Beschreibung und Zustandsbewertung. Erstellt von Bildstein, T., Schuchardt, B., Bleich, S., Bennecke, S., Schückel, S., Huber, A., Dierschke, V., Koschinski, S., Darr, A. BfN-Skripten 553, 535 S.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

Das BfN-Skript kann unter http://www.bfn.de/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.

Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de).

ISBN 978-3-89624-291-4

DOI 10.19217/skr553

Bonn - Bad Godesberg 2020

Inhalt

Zusammenfassung 17

1. Einleitung 28

2. Kurzcharakterisierung der Schutzgebiete 30
2.1 Allgemeine Beschreibungen 30
2.1.1 NSG „Fehmarnbelt“ 30
2.1.2 NSG „Kadetrinne“ 32
2.1.3 NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ 34
2.2 Spezielle Funktionen und Kohärenzfunktionen 39

3. Beschreibung und Bewertung der Schutzgüter sowie weiterer Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung 41
3.1 Lebensraum- und Biotoptypen 43
3.1.1 FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“ 47
3.1.2 FFH-Lebensraumtyp „Riffe“ 60
3.1.3 Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ 77
3.1.4 Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ 80
3.2 Gefährdete Benthosarten mit relevanten Vorkommen 84
3.3 Fische und Neunaugen 86
3.3.1 Finte (*Alosa fallax*) 86
3.3.2 Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*) 88
3.3.3 Weitere Fisch- und Neunaugenarten nach Anh. II FFH-RL 89
3.3.4 Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten 90
3.4 Seevögel 91
3.4.1 Eiderente (*Somateria mollissima*) 96
3.4.2 Eisente (*Clangula hyemalis*) 99
3.4.3 Trauerente (*Melanitta nigra*) 105
3.4.4 Samtente (*Melanitta fusca*) 111
3.4.5 Mittelsäger (*Mergus serrator*) 117
3.4.6 Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) 120
3.4.7 Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*) 123
3.4.8 Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) 127
3.4.9 Sterntaucher (*Gavia stellata*) 132
3.4.10 Prachttaucher (*Gavia arctica*) 138
3.4.11 Gelbschnabeltaucher (*Gavia adamsii*) 143
3.4.12 Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) 147
3.4.13 Tordalk (*Alca torda*) 151
3.4.14 Trottellumme (*Uria aalge*) 155
3.4.15 Gryllteiste (*Cepphus grylle*) 160
3.4.16 Zwergmöwe (*Hydrocoloeus minutus*, syn. *Larus minutus*) 165
3.4.17 Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus* syn. *Larus ridibundus*) 169
3.4.18 Sturmmöwe (*Larus canus*) 171
3.4.19 Mantelmöwe (*Larus marinus*) 176
3.4.20 Silbermöwe (*Larus argentatus*) 180
3.4.21 Heringsmöwe (*Larus fuscus*) 184
3.4.22 Übersicht über die Ist-Zustände Seevögel 186
3.5 Vogelzug 187
3.6 Meeressäugetiere 190
3.6.1 Schweinswal (*Phocoena phocoena*) 192

3.6.2 Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) 213
3.6.3 Seehund (*Phoca vitulina*) 221
3.6.4 Übersicht über die Ist-Zustände Meeressäugetiere 229
3.7 Fledermauswanderung 232
3.8 Überblick über die Defizite der Schutzgüter in den Schutzgebieten 233

4. Beschreibung der Nutzungen 237
4.1 Verkehr 238
4.1.1 Berufsschifffahrt 238
4.1.2 Freizeitschifffahrt 244
4.1.3 Ziviler Flugverkehr 248
4.2 Ressourcennutzung 250
4.2.1 Berufsfischerei: grundberührende Fischerei 250
4.2.2 Berufsfischerei: pelagische Schleppnetzfischerei 258
4.2.3 Berufsfischerei: Stellnetzfischerei 262
4.2.4 Berufsfischerei: Reusen und Fallen 268
4.2.5 Berufsfischerei: Langleinen 269
4.2.6 Freizeitfischerei 273
4.2.7 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen 278
4.2.8 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies 281
4.3 Infrastruktur und Energiegewinnung 285
4.3.1 Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen 285
4.3.2 Energieerzeugung aus Wind 289
4.3.3 Bau von Verkehrswegen (Tunnel) 293
4.4 Sonstige Nutzungen 294
4.4.1 Militärische Aktivitäten 294
4.4.2 Beseitigung militärischer Altlasten 298
4.4.3 Wissenschaftliche Meeresforschung 305
4.5 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen 308
4.6 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen 311
4.6.1 Klimawandel 311
4.6.2 Eutrophierung 311
4.6.3 Ferneinträge von Abfällen und Schadstoffen 312

5. Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber Wirkfaktoren 313
5.1 Wirkfaktoren der Nutzungen 313
5.2 Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- sowie lebensraumtypischen Fischarten 315
5.2.1 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust 315
5.2.2 Trübungsfahnen und Sedimentumlagerungen 319
5.2.3 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) 321
5.2.4 Schadstoffeinträge 322
5.2.5 Abfalleinträge 324
5.2.6 Dauerschall unter Wasser 325
5.2.7 Impulsschall unter Wasser 327
5.2.8 Eintrag von Neobiota 328
5.2.9 Eintrag von Pathogenen 328
5.2.10 Barrierewirkung 328
5.2.11 Kollisionen 329
5.2.12 Visuelle Störungen 329
5.2.13 Temperaturveränderungen 329
5.2.14 Elektromagnetische Felder 330

5.2.15 Weitere Wirkfaktoren und Einflussgrößen 331
5.2.16 Fang von Zielarten 334
5.3 Finte und Stör 334
5.3.1 Impulsschall unter Wasser 335
5.3.2 Dauerschall unter Wasser 335
5.3.3 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) 335
5.3.4 Elektromagnetische Felder 336
5.3.5 Schadstoffeinträge 336
5.4 Seevögel 336
5.4.1 Impulsschall unter Wasser 337
5.4.2 Impulsschall in der Luft 337
5.4.3 Dauerschall in der Luft 338
5.4.4 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) 338
5.4.5 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust 340
5.4.6 Barrierewirkung 344
5.4.7 Kollisionen 347
5.4.8 Visuelle Störungen 350
5.4.9 Abfalleinträge 354
5.4.10 Schadstoffeinträge 355
5.4.11 Trübungsfahnen 357
5.4.12 Fang von Zielarten 358
5.5 Vogelzug 359
5.5.1 Barrierewirkung 359
5.5.2 Kollisionen 360
5.6 Meeressäugetiere 360
5.6.1 Impulsschall unter Wasser 361
5.6.2 Dauerschall unter Wasser 367
5.6.3 Impulsschall an der Luft (nur Robben) 371
5.6.4 Dauerschall an der Luft (nur Robben) 372
5.6.5 Fang von Zielarten 372
5.6.6 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) 374
5.6.7 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust 377
5.6.8 Barrierewirkung 378
5.6.9 Kollisionen 379
5.6.10 Visuelle Störungen (nur Robben) 380
5.6.11 Abfalleinträge 380
5.6.12 Schadstoffeinträge 382
5.6.13 Eintrag von Neobiota 383
5.6.14 Eintrag von Pathogenen 383

6. Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten 385
6.1 Berufsschifffahrt 387
6.1.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 388
6.1.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 390
6.1.3 Auswirkungen auf Meeresenten 390
6.1.4 Auswirkungen auf Lappen- und Seetaucher 391
6.1.5 Auswirkungen auf Alkenvögel 391
6.1.6 Auswirkungen auf Sturmmöwen 392
6.1.7 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 392

6.1.8 Gesamtauswirkungen der Berufsschifffahrt 397
6.2 Freizeitschifffahrt 398
6.2.1 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 398
6.2.2 Gesamtauswirkungen der Freizeitschifffahrt 399
6.3 Ziviler Flugverkehr 400
6.4 Berufsfischerei: Grundberührende Fischerei 400
6.4.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 400
6.4.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 404
6.4.3 Auswirkungen auf Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel 404
6.4.4 Auswirkungen auf Sturmmöwen 405
6.4.5 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 405
6.4.6 Gesamtauswirkungen grundberührender Fischerei 408
6.5 Berufsfischerei: Pelagische Schleppnetzfischerei 409
6.5.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 409
6.5.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 410
6.5.3 Auswirkungen auf Meeresenten 410
6.5.4 Auswirkungen auf Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel 410
6.5.5 Auswirkungen auf Sturmmöwen 411
6.5.6 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 411
6.5.7 Gesamtauswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei 414
6.6 Berufsfischerei: Stellnetzfischerei 415
6.6.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 415
6.6.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 417
6.6.3 Auswirkungen auf Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel 417
6.6.4 Auswirkungen auf Sturmmöwen 417
6.6.5 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 418
6.6.6 Gesamtauswirkungen der Stellnetzfischerei 422
6.7 Berufsfischerei: Reusen und Fallen 423
6.8 Berufsfischerei: Langleinen 423
6.8.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 423
6.8.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 424
6.8.3 Auswirkungen auf Meeresenten 425
6.8.4 Auswirkungen auf Lappentaucher 425
6.8.5 Auswirkungen auf Seetaucher 425
6.8.6 Auswirkungen auf Alkenvögel 426
6.8.7 Auswirkungen auf Sturmmöwen 426
6.8.8 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 427
6.8.9 Gesamtauswirkungen der Fischerei mit Langleinen 428

6.9 Freizeitfischerei 429
6.9.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 429
6.9.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 430
6.9.3 Auswirkungen auf Seevögel 430
6.9.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 431
6.9.5 Gesamtauswirkungen der Freizeitfischerei 433
6.10 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen 434
6.11 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies 434
6.11.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 434
6.11.2 Auswirkungen Finte und Stör 435
6.11.3 Auswirkungen auf Seevögel 435
6.11.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 436
6.11.5 Gesamtauswirkungen der Aufsuchung von Sand und Kies 438
6.12 Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen 439
6.12.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 439
6.12.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 439
6.12.3 Auswirkungen auf Seevögel 440
6.12.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 441
6.12.5 Gesamtauswirkungen der Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen 442
6.13 Energieerzeugung aus Wind 443
6.13.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 443
6.13.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 444
6.13.3 Auswirkungen auf Seevögel 444
6.13.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 445
6.13.5 Gesamtauswirkungen der Energieerzeugung aus Wind 449
6.14 Militärische Aktivitäten 450
6.15 Beseitigung militärischer Altlasten 450
6.15.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 450
6.15.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 451
6.15.3 Auswirkungen auf Seevögel 452
6.15.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 452
6.15.5 Gesamtauswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten 455
6.16 Wissenschaftliche Meeresforschung 456
6.16.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 456
6.16.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 457
6.16.3 Auswirkungen auf Seevögel 458
6.16.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben 458
6.16.5 Gesamtauswirkungen wissenschaftlicher Meeresforschung 461

6.17 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen 462
6.18 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen.....462
6.18.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten 462
6.18.2 Auswirkungen auf Finte und Stör 464
6.18.3 Auswirkungen auf Seevögel.....464
6.18.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben.....466
6.19 Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen in den Schutzgebieten 468

Glossar 472

Literatur 483

Anhang 1: Zuordnung der geschützten LRT / Biotoptypen zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste und Aggregation des Gefährdungsstatus‘.....529

Abbildungen

Abb. 1: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Fehmarnbelt“ und umliegender Natura 2000-Gebiete. ... 31

Abb. 2: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Kadetrinne“ und umliegender Natura 2000-Gebiete. ... 33

Abb. 3: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und umliegender Natura 2000-Gebiete. ... 35

Abb. 4: Natura 2000-Gebiete der westlichen Ostsee und Naturschutzgebiete (NSG) der deutschen AWZ der Ostsee. ... 40

Abb. 5: Vorkommen der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ der Ostsee. ... 45

Abb. 6: Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ sowie modellierte Makrophyten-Vorkommen im NSG „Fehmarnbelt“. ... 52

Abb. 7: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Sandbänke“. ... 53

Abb. 8: Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ sowie Tiefenbereich für Makrophyten-Vorkommen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. ... 54

Abb. 9: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“ ... 63

Abb. 10: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“ ... 68

Abb. 11: Verbreitung des LRT „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“. ... 69

Abb. 12: Mittlere Abundanz der Eiderente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 98

Abb. 13: Mittlere Abundanz der Eisente im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 102

Abb. 14: Mittlere Abundanz der Trauerente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 108

Abb. 15: Mittlere Abundanz der Samtente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 114

Abb. 16: Mittlere Abundanz des Mittelsägers im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 119

Abb. 17: Mittlere Abundanz des Haubentauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 122

Abb. 18: Mittlere Abundanz des Rothalstauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. ... 125

Abb. 19: Mittlere Abundanz des Ohrentauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 130

Abb. 20: Mittlere Abundanz des Sterntauchers im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 135

Abb. 21: Mittlere Abundanz des Prachttauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 141

Abb. 22: Abundanz des Gelbschnabeltauchers 2000–2017 im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Einzelnachweisen. 146

Abb. 23: Mittlere Abundanz des Kormorans im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 150

Abb. 24: Mittlere Abundanz des Tordalks im Sommer (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 153

Abb. 25: Mittlere Abundanz der Trottellumme im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 158

Abb. 26: Mittlere Abundanz der Grylleiste im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 163

Abb. 27: Mittlere Abundanz der Zwergmöwe im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 168

Abb. 28: Mittlere Abundanz der Sturmmöwe im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 174

Abb. 29: Mittlere Abundanz der Mantelmöwe im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 179

Abb. 30: Mittlere Abundanz der Silbermöwe im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten. 183

Abb. 31: Zählgebiete (Strata) im Rahmen des nationalen Schweinswalmonitorings in der westlichen Ostsee. 191

Abb. 32: Verbreitungsgebiete verschiedener Schweinswalpopulationen in der Ostsee. 193

Abb. 33: Datenzusammenstellung von Totfunden und Lebendsichtungen von Schweinswalkälbern zwischen 1990 und 2012 in der deutschen Ostsee. 197

Abb. 34: Schematische Darstellung der wahrscheinlichen Habitatnutzung der beiden Schweinswalpopulationen in der Ostsee. 200

Abb. 35: Schweinswaldichten in der westlichen Ostsee im Zeitraum 2010 bis 2018. 208

Abb. 36: Darstellung des Kegelrobbenbestandes auf Liegeplätzen an der deutschen Ostseeküste für den Zeitraum 2011 bis 2016. 217

Abb. 37: Entwicklung des Kegelrobbenbestandes bei der Greifswalder Oie und dem Großen Stubber von 2009 bis 2019. Die roten Symbole (X) stehen für die ersten nachgewiesenen Kegelrobbengeburten auf Rügen und der Insel Poel im März 2018 und März 2019. 217

Abb. 38: Darstellung von Einzelsichtungen und potenziellen Liegeplätzen des Seehunds an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 2011 bis 2016 224

Abb. 39: Entwicklung des Seehundsbestandes auf dem Liegeplatz Lieps (Wismarbucht/Ostseeküste) für den Bewertungszeitraum 2010 bis 2015. 225

Abb. 40: Festlegungsbereiche (Vorrang- und Vorbehaltsgebiete) des Raumordnungsplanes für die Schifffahrt in den deutschen Ostseegewässern. 240

Abb. 41: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der westlichen Ostsee im Jahr 2014 sowie wichtige Seehäfen. 241

Abb. 42: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der westlichen Ostsee im Jahr 2017 sowie wichtige Seehäfen. 244

Abb. 43: Mittlere Schiffsverkehrsdichte der Freizeitschifffahrt in der westlichen Ostsee von Oktober bis März über die Jahre 2011-2017 246

Abb. 44: Mittlere Schiffsverkehrsdichte der Freizeitschifffahrt in der westlichen Ostsee von April bis September über die Jahre 2011-2017 247

Abb. 45: Flughäfen (Deutschland), Flugrouten sowie luftfahrtrelevante Vogelgebiete (ABA: Aircraft relevant Bird Areas) im Bereich der deutschen AWZ. 249

Abb. 46: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die mobile grundberührende Fischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2010/2011. 253

Abb. 47: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die mobile grundberührende Fischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2012/2013. 254

Abb. 48: Vorgeschlagene Ausschlussgebiete für die mobile grundberührende Fischerei im Rahmen einer noch international abzustimmenden Gemeinsamen Empfehlung für die Ostsee (Stand 2018) 256

Abb. 49: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die pelagische Schleppnetzfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2010/2011. 259

Abb. 50: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die pelagische Schleppnetzfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der deutschen Ostsee in den Jahren 2012/2013. 260

Abb. 51: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Stell- und Verwickelnetze, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Ostsee im Jahr 2006. 264

Abb. 52: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Stell- und Verwickelnetze in Stunden/Jahr/ICES-Rectangle in den deutschen Gewässern der Ostsee in den Jahren 2014/2015. 265

Abb. 53: Saisonale Verteilung der Stellnetzfischerei in der westlichen Ostsee im Zeitraum 2005–2007 (Sonntag et al. 2012). 266

Abb. 54: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die Langleinenfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der deutschen Ostsee in den Jahren 2012/2013. 270

Abb. 55: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Langleinen in Stunden/Jahr/ICES-Rectangle in den deutschen Gewässern der Ostsee in den Jahren 2014/2015. 271

Abb. 56: Erlaubnisfelder für Kohlenwasserstoffe und Explorationsbohrungen in der deutschen AWZ der Ostsee (inklusive der Anteile im Küstenmeer).[107] 280

Abb. 57: Erlaubnis-, Bewilligungs- und Abbaufelder zur Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies in der deutschen Ostsee. 285

Abb. 58: Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich der deutschen Ostsee. 287

Abb. 59: Offshore Windparks in der deutschen Ostsee. 291

Abb. 60: Militärische Schieß- und Übungsgebiete im Bereich der deutschen Ostsee. 297

Abb. 61: Militärische Altlasten in der westlichen Ostsee. 301

Abb. 62: Langfristige Forschungsaktivitäten in der deutschen Ostsee. 306

Tabellen

Tab. 1: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL und nach § 30 BNatSchG geschützte Biotoptypen) im NSG „Fehmarnbelt“. 32

Tab. 2: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtyp des Anhangs I und Art des Anhangs II der FFH-RL) im NSG „Kadetrinne“. 34

Tab. 3: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, Vogelarten nach VRL) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. 38

Tab. 4: Schutz- und Gefährdungsstatus der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen in den Meeresschutzgebieten. 43

Tab. 5: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Sandbänke. 49

Tab. 6: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Riffe. 64

Tab. 7: Gefährdete Benthosarten mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten und Bezug zu den LRT, den Biotoptypen KGS und Makrophytenbestände sowie sonstigen Habitaten. 84

Tab. 8: Schutz- und Gefährdungsstatus der im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gemäß Schutzgebietsverordnung geschützten Fischarten. 86

Tab. 9: Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten in den Meeresschutzgebieten. 90

Tab. 10: Schutz- und Gefährdungsstatus der Seevögel aus dem besonderen Schutzzweck im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. 92

Tab. 11: Schutz- und Gefährdungsstatus von Eiderente, Mittelsäger, Haubentaucher, Kormoran, Zwerg-, Mantel-, Herings-, Lach- und Silbermöwe. 93

Tab. 12: Rastbestandszahlen der Eiderente für die gesamte deutsche Ostsee. 97

Tab. 13: Rastbestandszahlen der Eisente für die gesamte deutsche Ostsee. 101

Tab. 14: Durchschnittliche Gebietskapazität der Eisente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 104

Tab. 15: Rastbestandszahlen der Trauerente für die gesamte deutsche Ostsee. 107

Tab. 16: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trauerente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 110

Tab. 17: Rastbestandszahlen der Samtente für die gesamte deutsche Ostsee. 113

Tab. 18: Durchschnittliche Gebietskapazität der Samtente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 116

Tab. 19: Rastbestandszahlen des Mittelsägers für die gesamte deutsche Ostsee. 118

Tab. 20: Rastbestandszahlen des Haubentauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 121

Tab. 21: Rastbestandszahlen des Rothalstauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 124

Tab. 22: Durchschnittliche Gebietskapazität des Rothalstauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 126

Tab. 23: Rastbestandszahlen des Ohrentauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 129

Tab. 24: Durchschnittliche Gebietskapazität des Ohrentauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 132

Tab. 25: Rastbestandszahlen des Sterntauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 134

Tab. 26: Durchschnittliche Gebietskapazität des Sterntauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 137

Tab. 27: Rastbestandszahlen des Prachttauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 140

Tab. 28: Durchschnittliche Gebietskapazität des Prachttauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 143

Tab. 29: Rastbestandszahlen des Gelbschnabeltauchers für die gesamte deutsche Ostsee. 145

Tab. 30: Rastbestandszahlen des Kormorans für die gesamte deutsche Ostsee. 149

Tab. 31: Rastbestandszahlen des Tordalks für die gesamte deutsche Ostsee. 152

Tab. 32: Durchschnittliche Gebietskapazität des Tordalks im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 155

Tab. 33: Rastbestandszahlen der Trottellumme für die gesamte deutsche Ostsee. 157

Tab. 34: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trottellumme im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 160

Tab. 35: Rastbestandszahlen der Gryllteiste für die gesamte deutsche Ostsee. 162

Tab. 36: Durchschnittliche Gebietskapazität der Gryllteiste im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 165

Tab. 37: Rastbestandszahlen der Zwergmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 167

Tab. 38: Rastbestandszahlen der Lachmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 170

Tab. 39: Rastbestandszahlen der Sturmmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 173

Tab. 40: Durchschnittliche Gebietskapazität der Sturmmöwe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015. 176

Tab. 41: Rastbestandszahlen der Mantelmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 178

Tab. 42: Rastbestandszahlen der Silbermöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 182

Tab. 43: Rastbestandszahlen der Heringsmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. 185

Tab. 44: Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads der Seevögel und ihrer Beeinträchtigungen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. 186

Tab. 45: Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Meeressäugetierarten. 190

Tab. 46: Bewertung des Ist-Zustands für den Schweinswal nach der Methode von (Schnitter et al. 2006). 229

Tab. 47: Bewertung des Ist-Zustands für die Kegelrobbe nach der Methode von (Schnitter et al. 2006). 230

Tab. 48: Bewertung des Ist-Zustands für den Seehund nach der Methode von (Schnitter et al. 2006). 230

Tab. 49: Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter. 234

Tab. 50: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der mobilen grundberührenden Fischerei im EU-Flottenregister. 251

Tab. 51: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der pelagischen Schleppnetzfischerei im EU-Flottenregister. 258

Tab. 52: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der Stellnetzfischerei im EU-Flottenregister. 262

Tab. 53: Anlandungsmengen der Hauptzielarten der Fischerei mit Reusen und Fallen nach ICES-Rectangles in Tonnen (Mittelwert der Jahre 2011–2016) 269

Tab. 54: Aktuelle Anzahl der Schiffe, die Hochseeangelfahrten auf der Ostsee anbieten (nach Häfen). 274

Tab. 55: Fördermengen von Sand und Kies für die deutsche AWZ der Ostsee in den Jahren 1993–2004 283

Tab. 56: Fördermengen von Sand und Kies für die dänische Ostsee in den Jahren 2012–2015. 284

Tab. 57: Überblick über die voraussichtlichen und potenziellen Nutzungesänderungen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee (ab Juli 2019). 309

Tab. 58: Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee und ihre Wirkfaktoren. 314

Tab. 59: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Berufsschifffahrt. 397

Tab. 60: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitschifffahrt. 399

Tab. 61: Gesamtübersicht der Auswirkungen der mobilen grundberührenden Fischerei. 408

Tab. 62: Gesamtübersicht der Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei. 414

Tab. 63: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Stellnetzfischerei. 422

Tab. 64: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen. 428

Tab. 65: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitfischerei. 433

Tab. 66: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies. 438

Tab. 67: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen. 442

Tab. 68: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind. 449

Tab. 69: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten. 455

Tab. 70: Gesamtübersicht der Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung. 461

Tab. 71: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Fehmarnbelt“. 469

Tab. 72: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Kadetrinne“. 470

Tab. 73: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. 471

Tab. 74: Zuorderung des FFH-LRT Sandbänke (Code 1110) zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen. 529

Tab. 75: Zuorderung des FFH-LRT Riffe (Code 1170) zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen. 529

Tab. 76: Zuorderung des Biotoptyps „KGS“ nach § 30 BNatSchG zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu einer gebietsbezogenen Gesamteinschätzung. 530

Tab. 77: Zuorderung des Biotoptyps „Makrophytenbestände“ nach § 30 BNatSchG zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen. 531

Zusammenfassung

Die Zusammenfassung des Dokuments „Die Meeresschutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Ostsee – Beschreibung und Zustandsbewertung“ fokussiert durch die Präsentation vor allem 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 2004 sechs Natura 2000-Gebiete in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Ostsee – davon fünf unter der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und eines unter der Vogelschutzrichtlinie (VRL) – an die Europäische-Kommission (EU-KOM) gemeldet. Die förmliche Unterschutzstellung auch nach nationalem Recht erfolgte 2017 durch die Erklärung der drei Gebiete „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als Naturschutzgebiete (NSG). Ihre Lage zeigt Abb. A.

Diese drei NSG waren zuvor schon im Jahr 2008 auch als Meeresschutzgebiete der Ostsee (HELCOM Marine and Coastal Baltic Sea Protected Areas; HELCOM MPAs) gemeldet und 2011 als räumliche Schutzmaßnahmen im Sinne von Art. 13 Abs. 4 der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) an die EU-KOM gemeldet worden. Das Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“ wurde bereits 2005 zum NSG erklärt.

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-RL und der VRL. Den nächsten Schritten bei der Verwaltung der Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee stehen damit die Ergebnisse aktueller Zustandsanalysen und -bewertungen zur Verfügung.

Methodisch folgt das vorliegende Dokument BfN (2017).

Kurzcharakterisierung der Schutzgebiete

Von den insgesamt 4.452 km² der AWZ Deutschlands in der Ostsee sind 466 km² ausschließlich FFH-Gebiet, 1.335 km² sowohl Vogelschutz- als auch FFH-Gebiet und 669 km² ausschließlich Vogelschutzgebiet, was einer Gesamtschutzgebietskulisse von 2470 km² (ca. 55,5 % der deutschen AWZ der Ostsee) entspricht. Die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ entsprechen den gleichnamigen FFH-Gebieten; das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ umfasst die FFH-Gebiete „Westliche Rönnebank“, „Adlergrund“ und „Pommersche Bucht mit Oderbank“ und das Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“, welche sich räumlich teilweise überlagern und ein sogenanntes Komplexgebiet bilden.

Das FFH-Gebiet „Westliche Rönnebank“ wird nachfolgend als Bereich I, das FFH-Gebiet „Adlergrund“ als Bereich II, das FFH-Gebiet „Pommersche Bucht mit Oderbank“ als Bereich III und das Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“ als Bereich IV bezeichnet. Bereich IV überlagert sich mit den Bereichen II und III, wobei letztere vollständig in Bereich IV liegen.

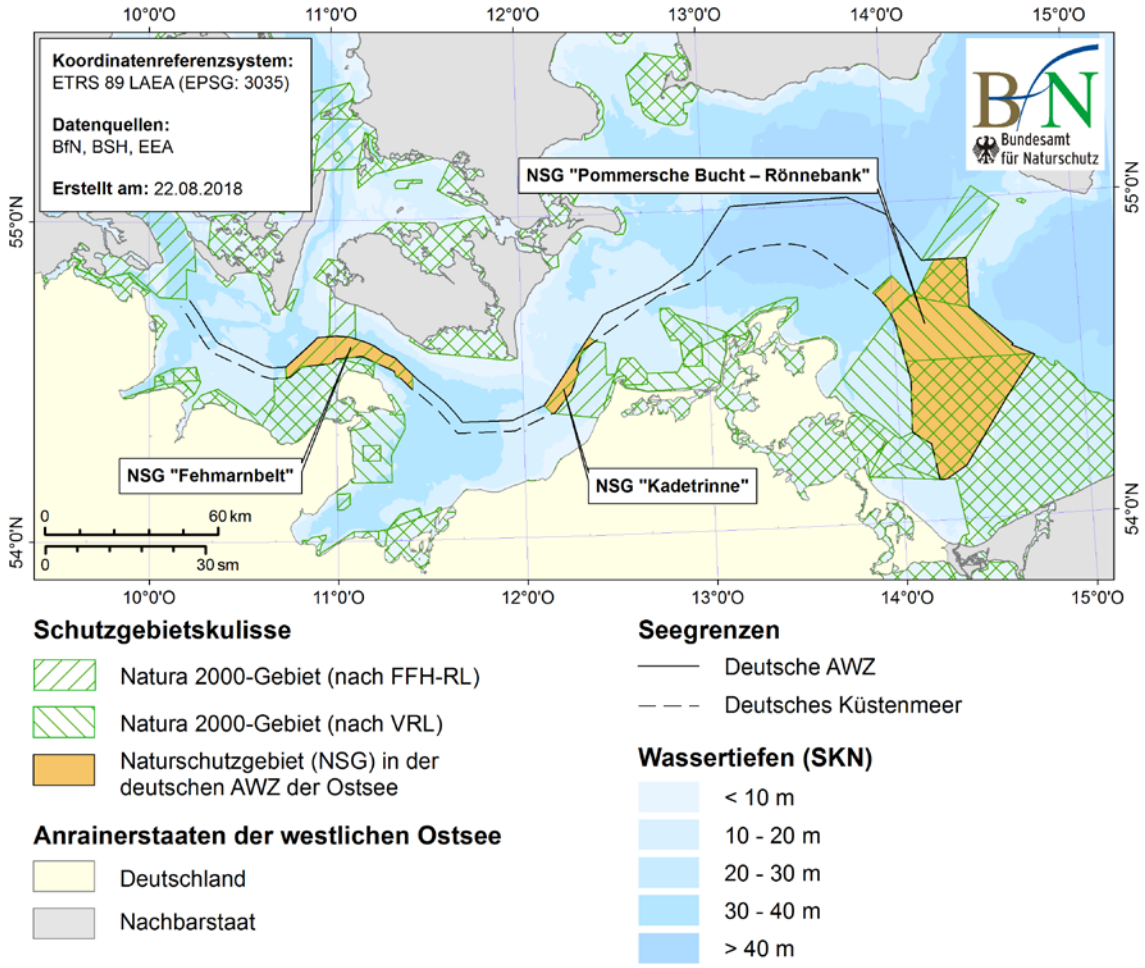


Abb. A: Natura 2000-Gebiete der westlichen Ostsee und Naturschutzgebiete (NSG) der deutschen AWZ der Ostsee.

Die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ befinden sich im Bereich von Schwellen bzw. Meerengen, die sich durch besondere Lebensgemeinschaften des Meeresbodens auszeichnen und durch die ein Großteil des Wasseraustausches zwischen Nord- und Ostsee erfolgt. Das dem LRT „Sandbänke“ zugehörige Megarippelfeld sowie die Steinriffe im NSG „Fehmarnbelt“ weisen eine besonders artenreiche Lebensgemeinschaft auf. Auch im Rinnensystem des NSG „Kadetrinne“ mit seinen Steinriffen ist eine sehr artenreiche benthische Lebensgemeinschaft zu finden. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ befinden sich mit der Rönnebank, dem Adlergrund und der Oderbank weitere Bereiche mit besonderen Lebensgemeinschaften. In Bereich I kommen repräsentative steinige Hangriffe vor, in Bereich II befinden sich Riffe, die mit Miesmuschelbänken und Makrophy-

ten besiedelt sind und in Bereich III ist eine nach FFH-RL geschützte Sandbank zu finden. Der Bereich IV hat durch seine Funktion als Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rastgebiet für die vorkommenden Vogelarten einen besonders hohen ornithologischen Wert.

Die biologische Vielfalt in den NSG ist höher als in umgebenden Gebieten, was durch meist gute Sauerstoffverhältnisse und die durch den Salzgehalt und dessen Schwankungen geprägten Verhältnisse bedingt ist.

Zusammen mit den von anderen Anrainerstaaten der Ostsee ausgewiesenen Natura 2000-Gebieten bilden die drei Naturschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee ein Netzwerk geschützter Meeresgebiete, welches auch Bestandteil des HELCOM MPA-Netzwerks ist (Abb. A).

Die nachfolgende Tab. A fasst die Schutzgüter der drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee, also die gemäß den Schutzgebietsverordnungen in den jeweiligen Gebieten geschützten Lebensraumtypen (LRT), Biotoptypen und Arten zusammen.

Tab. A: Übersicht über die Schutzgüter
(Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen, Seevogelarten des Anhangs I VRL sowie geschützte Zugvogelarten gemäß Art. 4 Abs. 2 VRL) der drei Naturschutzgebiete „Fehmarnbelt" (Fmb), „Kadetrinne" (Kdr) und „Pommersche Bucht – Rönnebank" (PBR).

EU-Code	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art	Fmb	Kdr	PBR
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - im Folgenden: LRT „Sandbänke"	x	-	x
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - im Folgenden: LRT „Riffe"	x	x	x
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (§ 30 BNatSchG) - im Folgenden: „KGS"	x	-	-
-	Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände (§ 30 BNatSchG) – im Folgenden: „Makrophytenbestände"	x	-	x
1103	Finte (*Alosa fallax*) (Anhang II FFH-RL)	-	-	x
5042	Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*) (Anhang II FFH-RL)	-	-	x
A064	Eisente (*Clangula hyemalis*) (Zugvogelart)			x
A065	Trauerente (*Melanitta nigra*) (Zugvogelart)	-	-	x
A066	Samtente (*Melanitta fusca*) (Zugvogelart)	-	-	x
A006	Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*) (Zugvogelart)	-	-	x
A007	Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) (Anhang I VRL)	-	-	x
A001	Sterntaucher (*Gavia stellata*) (Anhang I VRL)	-	-	x
A002	Prachttaucher (*Gavia arctica*) (Anhang I VRL)	-	-	x
A010	Gelbschnabeltaucher (*Gavia adamsii*) (Zugvogelart)	-	-	x
A200	Tordalk (*Alca torda*) (Zugvogelart)	-	-	x
A199	Trottellumme (*Uria aalge*) (Zugvogelart)	-	-	x
A202	Gryllteiste (*Cepphus grylle*) (Zugvogelart)	-	-	x
A182	Sturmmöwe (*Larus canus*) (Zugvogelart)	-	-	x
1351	Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (Anhang II	x	x	x

EU-Code	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art	Fmb	Kdr	PBR
	FFH-RL)			
1364	Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) (Anhang II FFH-RL)	-	-	x
1365	Seehund (*Phoca vitulina*) (Anhang II FFH-RL)	x	-	-

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

Die in Tab. A aufgeführten Schutzgüter unterliegen einem besonderen Schutz in dem jeweiligen NSG, sofern sie in der Schutzgebietsverordnung des betreffenden Schutzgebietes genannt sind. Für diese Schutzgüter wird auf Grundlage der verfügbaren Daten (siehe schutzgutspezifische Unterkapitel in den Kapiteln 3.1, 3.4 und 3.5) und gesammelten Erkenntnisse in diesem Dokument ein ausführlicher Überblick über ihre Vorkommen in der deutschen Ostsee und in den einzelnen Schutzgebieten sowie ihre ökologischen Ansprüche gegeben (Kapitel 3). Benannt werden die beispielsweise für die Reproduktion bedeutsamen, ökologischen Funktionsräume. Neben den Schutzgütern kommen auch weitere zum Teil gefährdete Arten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung in den Gebieten vor. Diese Arten werden kurz beschrieben.

Für die als Schutzgüter in den entsprechenden Schutzgebietsverordnungen aufgeführten LRT, Biotoptypen und Arten 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. der 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ erfolgen diese Arbeitsschritte aufgrund der spezifischen rechtlichen Situation räumlich differenziert.[1] Tab. B fasst die Ergebnisse dieses Soll-Ist-Abgleichs zusammen.

[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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ in diesem Gebiet der *allgemeine Schutzzweck* (§ 3 NSGPBRV) für das *gesamte Komplexgebiet* gilt, während die *besonderen Schutzzwecke* (§§ 4–7 NSGPBRV) nur für den jeweiligen *Bereich* gelten. Für die LRT wurde das Defizit auf Komplexgebietsebene durch Aggregation der Werte auf Bereichsebene ermittelt (vergleiche BfN 2017). Die Bewertungen auf Bereichsebene sind insbesondere im Kontext von Zulassungsverfahren von Interesse; zu Managementzwecken werden die Angaben auf Komplexgebietsebene gebraucht.

Tab. B: Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter.
Soll- und Ist-Zustand: (A) – hervorragend; (B) – gut; (C) – mittel/schlecht
Defizit (Def.): 0: kein oder leichtes Defizit; -1: mittleres Defizit; -2: starkes Defizit
-: keine Bewertung vorhanden / vorgenommen bzw. kein Defizit ermittelt
Fmb - NSG „Fehmarnbelt“; Kdr - NSG „Kadetrinne“; PBR - NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“; Ber: Bereich; Kompl.: Komplexgebiet

Schutzgut	Fmb			Kdr			PBR		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Sandbänke	A	A	0	kein Schutzgut			A (Ber. II) A (Ber. III)	A (Ber. II) A (Ber. III)	**0** (Kompl.)
Riffe	A	B	-1	B	C	-1	B (Ber. I) A (Ber. II)	B (Ber. I) B (Ber. II)	**-1** (Kompl.)
Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (KGS)	-[2]	-[2]	-[2]	kein Schutzgut			kein Schutzgut		
Makrophyten-bestände	-[3]	-[3]	-[3]	kein Schutzgut			-[3] (Kompl.)	-[3] (Kompl.)	-[3] (Kompl.)
Finte	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. III)	[C][4] (Ber. III)	**[-1]**[4] (Ber. III)
Baltischer Stör	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. III)	[C][4] (Ber. III)	**[-1]**[4] (Ber. III)
Eisente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Trauerente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Samtente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Rothalstaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)
Ohrentaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Sterntaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Prachttaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Gelbschna-beltaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	- (Kompl.)	- (Kompl.)
Tordalk	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)
Trottellumme	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)

[2] Keine Bewertung, da Teil der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“.
[3] Keine Einzelbewertung, sondern Bewertung als Teil des LRT „Riffe“.
[4] Der Ist-Zustand kann für diese Art nicht gebietsspezifisch bewertet werden; daher wurde der Erhaltungszustand auf biogeographischer Ebene gemäß dem Bericht 2019 nach Art. 17 FFH-RL (BfN 2019) nachrichtlich übernommen (Kapitel 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 biogeographischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit vorliegt.

Schutzgut	Fmb			Kdr			PBR		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Gryllteiste	kein Schutzgut			kein Schutzgut			A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Sturmmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)
Schweinswal	A	C	-2	B	C	-1	A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Kegelrobbe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Kompl.)	C (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Seehund	B	C	-1	kein Schutzgut			kein Schutzgut		

Besonders starke Defizite (mit einer Differenz von -2 Erhaltungsgraden) bestehen danach für den Schweinswal in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sowie für die Vogelarten Prachttaucher, Eisente, Trauerente, Samtente und Gryllteiste im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

Mittlere Defizite (mit einer Differenz von -1 Erhaltungsgraden) bestehen bzgl. des LRT „Riffe“ in allen drei NSG, der Arten Ohrentaucher, Sterntaucher, Trottellumme und Kegelrobbe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, des Seehunds im NSG „Fehmarnbelt“ und des Schweinswals im NSG „Kadetrinne“.

Beschreibung der Nutzungen

Die identifizierten Defizite in den Erhaltungsgraden der verschiedenen Schutzgüter hängen ursächlich wesentlich mit der Art sowie raum-zeitlichen Ausprägung und Intensität der in der AWZ der Ostsee ausgeübten Nutzungen zusammen. 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 (Kapitel 4). Dabei werden besonders die Parameter berücksichtigt, mit deren Hilfe Aussagen über die Auswirkungen der in der deutschen AWZ der Ostsee relevanten Wirkfaktoren auf die Schutzgüter abgeleitet werden können. Die quantitativen Informationen über die jeweiligen Wirkfaktoren werden durch qualitative Einschätzungen ergänzt.

In den drei Schutzgebieten und ihren nahen Umfeldern[5] werden insgesamt 17 unterschiedliche Nutzungen ausgeübt oder könnten voraussichtlich (wahrscheinlich) oder potenziell (möglicherweise) künftig ausgeübt werden, von denen jeweils unterschiedliche Wirkfaktoren ausgehen (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. Je nach Nutzung kann dieses "nahe Umfeld" also unterschiedlich umrissen sein.

Tab. C: Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten[6] in der deutschen AWZ der Ostsee und ihre Wirkfaktoren.

x: im NSG auftretende/relevante Wirkfaktoren der Nutzungen. Es werden keine Angaben über die Intensität des jeweiligen Wirkfaktors und seiner Auswirkung gemacht.
Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, Kdr: NSG „Kadetrinne“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

				Wirkfaktoren																
Nutzungen	**Fmb**	**Kdr**	**PBR**	**Impulsschall (Wasser)**	**Impulsschall (Luft)**	**Dauerschall (Wasser)**	**Dauerschall (Luft)[7]**	**Fang von Zielarten**	**Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)**	**Physische Lebensraum-/Biotop-veränderung/-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[8]	x	x	x	x				x	x
Freizeitschifffahrt	x	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-netzfischerei	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x					
- Stellnetzfischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
- Reusen und Fallen						x	x	x	x	x			x	x	x					
- Fischerei mit Langleinen	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Freizeitfischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen				x		x	x			x			x	x	x	x				
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies			x[9]	x		x	x		x[10]	x			x		x	x				
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen[11]	x	x	x			x	x			x	x		x		x	x	x	x		

[6] beziehungsweise 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 in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ potenziell eine Rolle. Die negative Korrelation von Schiffsdichte und Schweinswaldichte 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 (vgl. auch Wisniewska et al. 2018) gegenüber den Schiffen im Zusammenhang mit anderen Schallimmissionen und insbesondere an Engstellen das Potenzial für eine Barrierewirkung auf.

[9] Aktuell nur physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust, visuelle Störungen und Trübungsfahnen; einschließlich Abbau für Fehmarnbeltquerung in Dänemark

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

[11] Fmb und Kdr nur Kommunikationskabel, PBR nur Kommunikationskabel und Pipelines

Nutzungen	Fmb	Kdr	PBR	Wirkfaktoren																
				Impulsschall (Wasser)	Impulsschall (Luft)	Dauerschall (Wasser)	Dauerschall (Luft)[7]	Fang von Zielarten	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)	Physische Lebensraum-/Biotop-veränderung/-verlust	Barrierewirkung	Kollisionen	Visuelle Störungen	Abfalleinträge	Schadstoffeinträge	Trübungsfahnen	Temperaturveränderungen	Elektromagnetische Felder	Eintrag von Neobiota	Eintrag von Pathogenen
Energieerzeugung aus Wind	X [12]	X [12]	X [12]	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)[13]				x	x	x	x			x	x		x	x	x	x				
Militärische Aktivitäten	x	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	x				
Wissenschaftliche Meeresforschung	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x				

Die Zusammenstellung und Auswertung der Daten zeigt deutlich, dass die Nutzungen in den drei NSG unterschiedlich ausgeprägt stattfinden. Die Nutzungsanalyse (Kapitel 4) hat ergeben, dass unter Berücksichtigung der Intensität der jeweiligen Nutzung und der von ihr ausgehenden Wirkfaktoren in den NSG „Fehmarnbelt " und „Kadetrinne" besonders die Berufsschifffahrt bedeutsam ist. Zudem ist die grundberührende Fischerei im NSG „Fehmarnbelt" und in Teilen des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" eine besonders bedeutsame Nutzung. Die Stellnetzfischerei ist insbesondere im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" von Bedeutung, findet aber auch in den anderen NSG statt. Die Energieerzeugung aus Wind tritt in den drei NSG nicht auf, ist jedoch in der Umgebung des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" von Bedeutung.

Empfindlichkeiten der Schutzgüter gegenüber Wirkfaktoren

In Kapitel 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 Kapitel 6

[12] Nur Wirkfaktoren Impulsschall (Wasser) und Dauerschall (Wasser), Barrierewirkung und mit dem Schiffs-/Flugverkehr zu Offshore-Windparks (OWPs) verbundene Wirkfaktoren. Für das NSG „Fehmarnbelt" handelt es sich um Wirkfaktoren eines dänischen OWP (ca. 5 km vom NSG entfernt).

[13] Voraussichtliche Nutzung im NSG „Fehmarnbelt"; ohne die mit dem geplanten Tunnelbau zusammenhängende Maßnahmen wie zum Beispiel Sandgewinnung.

erfolgende Abschätzung der von den Nutzungen verursachten Auswirkungen auf die Schutzgüter.

Auswirkungen der Nutzungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten

In Kapitel 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 verbal-argumentativ zusammengeführt. Die Auswirkungen der Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter, die sich zum Teil über mehrere Wirkfaktoren ermitteln lassen, 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 im NSG „Fehmarnbelt“ und der Wale im NSG „Kadetrinne“ durch die Berufsschifffahrt sowie der Schutzgutgruppen Benthos- und Wassersäulenfresser und der Wale durch die Stellnetzfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ bewertet.

Als stark (3) werden die Beeinträchtigungen des Schweinswals durch die Stellnetzfischerei im NSG „Fehmarnbelt“ bewertet. In diesem NSG haben zudem die Freizeitfischerei und die grundberührende Fischerei starke Auswirkungen auf den LRT „Riffe“, letztere wirkt sich dabei auch auf die Makrophytenbestände stark aus. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden die Beeinträchtigung des LRT „Riffe“ (inklusive Makrophytenbestände) durch die grundberührende Fischerei sowie die Beeinträchtigung der Kegelrobbe durch die Stellnetzfischerei als stark bewertet. Starke Auswirkungen hat in diesem NSG zudem die Beseitigung militärischer Altlasten auf Schweinswale der Population der zentralen Ostsee.

Im NSG „Fehmarnbelt“ haben die Berufsschifffahrt und die grundberührende Fischerei die stärksten Auswirkungen auf alle Schutzgüter. Im NSG „Kadetrinne“ ist dies ebenfalls die Berufsschifffahrt. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ weisen mehrere Nutzungen stärkere Auswirkungen auf die Schutzgüter auf. Die stärksten Auswirkungen haben hier die Stellnetzfischerei und die grundberührende Fischerei.

Diese aktuellen Auswirkungen können sich zukünftig durch voraussichtliche und potenzielle Intensivierungen oder auch Reduktionen der aktuellen Nutzungen als auch in 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 ebenfalls in Kapitel 6 skizziert.

Die hier identifizierten Ursachen für die Defizite der Erhaltungsgrade der Schutzgüter in den NSG in der deutschen AWZ der Ostsee 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 Ostsee für den Zeitraum 2011 bis Juni 2019.
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, die die Bewertungszeiträume der Schutzgüter bestmöglich abdecken. In der Regel ist dies der Zeitraum 2011 bis Juni 2019.; je nach nutzungsspezifischer Datenverfügbarkeit wurden aber auch abweichende Zeiträume verwendet.
Aktuelle Auswirkungen: 0 keine bis vernachlässigbar; 1 gering; 2 mittel; 3 stark; 4 sehr stark; - keine Nutzung; / kein Schutzgut
Die Auswirkungen auf eine Schutzgutgruppe von Arten entsprechen dabei dem höchsten Wert innerhalb der Gruppe.
Nicht dargestellt: derzeit nicht stattfindende Nutzungen (Fischerei mit Reusen und Fallen, Bau von Verkehrswegen (Tunnel), Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen)
Eine Bewertung der Auswirkungen militärischer Aktivitäten ist in Erarbeitung.

Schutzgut-gruppen	Schutzgüter	Berufs-schifffahrt			Freizeit-schifffahrt			Ziviler Flug-verkehr			Grundberührende Fischerei			Pelagische Schlepp-netz-fischerei			Stellnetz-fischerei			Fischerei mit Langleinen			Freizeit-fischerei			Aufsuchung und Gewinnung Sand und Kies			Kabel und Rohrleitungen			Energie-erzeugung aus Wind			Beseitigung militärischer Altlasten			Wissenschaftliche Meeresforschung			Militärische Aktivitäten		
		Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR	Fmb	Kdr	PBR
-	Sandbänke	1	/	0	0	/	0	0	/	0	1	/	1	1	/	1	0	/	1	0	/	0	0	/	0	-	/	0	-	/	0	-	/	0	0	/	0	0	/	1	?	/	?
-	Riffe	1	1	1	0	0	0	0	0	0	3	1	3	1	1	1	0	0	2	0	0	0	3	1	2	-	-	0	-	0	0	-	-	0	0	-	0	0	0	?	?	?
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	?	/	/
-	Makrophytenbestände	1	/	1	0	/	0	0	/	0	3	/	3	0	/	0	0	/	0	0	/	0	1	/	0	-	/	0	-	/	0	-	/	0	0	/	0	0	/	0	?	/	?
Fische und Neunaugen	Finte	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Baltischer Stör	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Maximalwert der Schutzgruppe			0			0			0			1			1			1			0			0			-			0			0			0					?
Benthosfresser	Eisente	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Trauerente	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	4	/	/	1	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Samtente	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	4	/	/	1	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Maximalwert der Schutzgruppe			2			0			0			2			1			4			1			2			1			0			1			0					?
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Ohrentaucher	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Sterntaucher	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	?
	Prachttaucher	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	?
	Gelbschnabeltaucher	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	0	/	/	?
	Tordalk	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Trottellumme	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Gryllteiste	/	/	2	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	4	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Maximalwert der Schutzgruppe			2			0			0			2			1			4			0			2			1			0			2			0					?
Oberflächenflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	0	/	/	?
	Maximalwert der Schutzgruppe			0			0			0			0			0			0			0			0			0			0			0			0					?
Wale	Schweinswal	4	4	1	1	1	1	0	0	0	2	1	2	1	0	1	3	2	4	0	0	0	2	1	1	-	-	1	0	0	1	0	0	2	1	0	3	1	1	2	?	?	?
	Maximalwert der Schutzgruppe	4	4	1	1	1	1	0	0	0	2	1	2	1	0	1	3	2	4	0	0	0	2	1	1	-	-	1	0	0	1	0	0	2	1	0	3	1	1	2	?	?	?
Robben	Kegelrobbe	/	/	1	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	3	/	/	0	/	/	1	/	/	1	/	/	1	/	/	1	/	/	2	/	/	1	/	/	?
	Seehund	4	/	/	0	/	/	0	/	/	2	/	/	1	/	/	1	/	/	0	/	/	2	/	/	-	/	/	0	/	/	0	/	/	1	/	/	1	/	/	?	/	/
	Maximalwert der Schutzgruppe	4		1	0		0	0		0	2		2	1		1	1		3	0		0	2		1	-		1	0		1	0		1	1		2	1		1	?		?

1. Einleitung

Die Bundesrepublik Deutschland hat in ihrer ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) 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 die Kulisse der deutschen marinen Natura 2000-Gebiete. Von diesen zehn Gebieten liegen fünf FFH-Gebiete und ein Vogelschutzgebiet in der Ostsee. Die Unterschutzstellung nach nationalem Recht erfolgte durch die Verordnungen zur Festsetzung der drei Naturschutzgebiete „Fehmarnbelt“ (NSGFmbV)[14], „Kadetrinne“ (NSGKdrV)[15] und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (NSGPBRV)[16] als Naturschutzgebiete (NSG) vom 22. September 2017. Diese drei NSG waren bereits im Jahr 2008 auch als Meeresschutzgebiete der Ostsee, sogenannte HELCOM-Marine-Protected-Areas (HELCOM-MPAs) ausgewiesen und 2013 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 Ostsee. Es fasst den aktuellen Kenntnisstand 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 Ostsee 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. Die Kapitel enthalten neben übergreifenden Informationen auch gebietsspezifische Unterkapitel.

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

[14] Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Fehmarnbelt“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3405)
[15] Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Kadetrinne“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3410)
[16] Verordnung über die Festsetzung des Naturschutzgebietes „Pommersche Bucht – Rönnebank“ vom 22. September 2017 (BGBl. I S. 3415)

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

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

In **Kapitel** 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 (**Kapitel** 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.

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 (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 „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen in der deutschen AWZ der Ostsee. Die beiden erstgenannten NSG entsprechen den gleichnamigen FFH-Gebieten. Das letztgenannte Naturschutzgebiet umfasst die FFH-Gebiete „Westliche Rönnebank“, „Adlergrund“ und „Pommersche Bucht mit Oderbank“ sowie das Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“, welches die beiden letztgenannten FFH-Gebiete räumlich überlagert. Von den insgesamt 4.452 km² der AWZ Deutschlands in der Ostsee sind 466 km² ausschließlich FFH-Gebiet, 1.335 km² sowohl Vogelschutz- als auch FFH-Gebiet und 669 km² ausschließlich Vogelschutzgebiet. Dementsprechend sind insgesamt ca. 55,5 % (2.470 km^2) der AWZ der Ostsee Deutschlands 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 Kapitel 3. Die in den Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld ausgeübten Nutzungen werden im Kapitel 4 beschrieben.

2.1 Allgemeine Beschreibungen

2.1.1 NSG „Fehmarnbelt“

Das ca. 280 km² große Gebiet „Fehmarnbelt“ ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGFmbV)[14] als NSG geschützt und liegt in der westlichen Ostsee rund 5 km nördlich der Insel Fehmarn (Abb. 1). Es wurde am 25.05.2004 an die EU-KOM gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiet DE 1332-301 in die Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (Sites of Community Importance – 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 Area of Conservation“ - SAC).

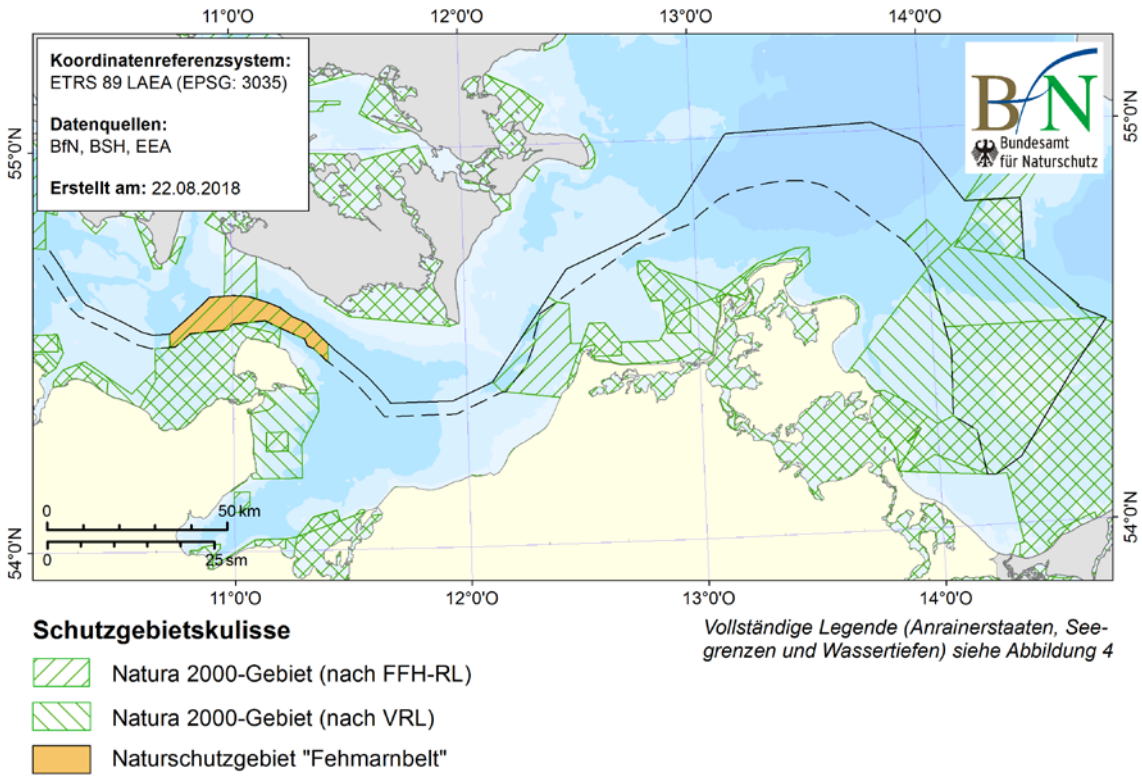


Abb. 1: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Fehmarnbelt“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Das NSG „Fehmarnbelt“ ist auch als HELCOM-Meeresschutzgebiet (HELCOM-MPA) an die Helsinki-Kommission gemeldet. Es ist Teil der räumlichen Schutzmaßnahmen in den deutschen Gewässern gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (Art. 13 Abs. 4 MSRL, Bericht an die EU-KOM 2014).[17]

Der Fehmarnbelt ist eine Meerenge zwischen der deutschen Ostseeinsel Fehmarn und der dänischen Ostseeinsel Lolland im Bereich der Beltsee. Er wird durch eine bis 35 m tiefe, von West nach Ost verlaufende Rinne gekennzeichnet, durch die 70 -75 % des Wasseraustausches zwischen Nord- und Ostsee erfolgt (Lepparenta & Myrberg 2009). Das Gebiet weist daher eine besondere, durch diesen Wasseraustausch geprägte Hydro- und Morphodynamik auf.

Als lokale Besonderheit kommt im Gebiet ein Megarippelfeld vor, das eine besondere Ausprägung des LRT „Sandbänke“ darstellt. Das Megarippelfeld ist wegen seiner Seltenheit von besonderem ökologischem und geowissenschaftlichem Wert. Hier bildet sich durch die kleinräumig wechselnden, lokalen Strömungsverhältnisse und Sedimentstruktur eine charakteristische artenreiche benthische Lebensgemeinschaft aus.

Der LRT „Riffe“ weist im Gebiet ebenfalls eine artenreiche Lebensgemeinschaft auf, in der Braun- und Rotalgen, Blättermoostierchen (*Flustra foliacea*) sowie Geweihschwämme (*Haliclona oculata*) als zusätzliche Strukturbildner für epibenthische Arten dominieren.

[17] Quelle: http://meeresschutz.info/berichte-art-8-10.html; 24.07.2019

Im LRT „Riffe“ kommen weiterhin marine Makrophytenbestände vor, die zum nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige Makrophytenbestände“ (im Folgenden kurz „Makrophytenbestände“) zählen. Dieser Biotoptyp hat eine wichtige Rolle bei der Primärproduktion, ist wichtiger Strukturgeber und Habitatbildner für Aufwuchsorganismen und dient als Brut- und Aufzuchtgebiet für Wirbellose und kommerziell genutzte Fischarten. Der Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) ist in verschiedenen Ausprägungen im Gebiet vertreten (siehe Kapitel 3.1.3).

Die arten- und individuenreiche Bodenfauna bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Diese Fischfauna zieht wiederum die geschützten Schweinswale und Seehunde an.

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

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

EU-Code entsprechend NSGFmbV	Lebensraumtyp/Biotoptyp/Art
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) – im Folgenden: LRT „Sandbänke“
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, (§ 30 BNatSchG)) - im Folgenden: LRT „Riffe“
-	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe (§ 30 BNatSchG) - im Folgenden: „KGS“
-	Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände (§ 30 BNatSchG)
1351	Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (Anhang II FFH-RL)
1365	Seehund (*Phoca vitulina*) (Anhang II FFH-RL)

2.1.2 NSG „Kadetrinne“

Das ca. 100 km² große Gebiet „Kadetrinne“ ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGKdrV)[15] als NSG geschützt und liegt in der westlichen Ostsee 20 km nördlich von Rostock und rund 10 km westlich der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst (Abb. 2). Es wurde am 25.05.2004 an die Europäische Kommission (EU-KOM) gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiet DE 1339-301 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 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 Area of Conservation“ - SAC).

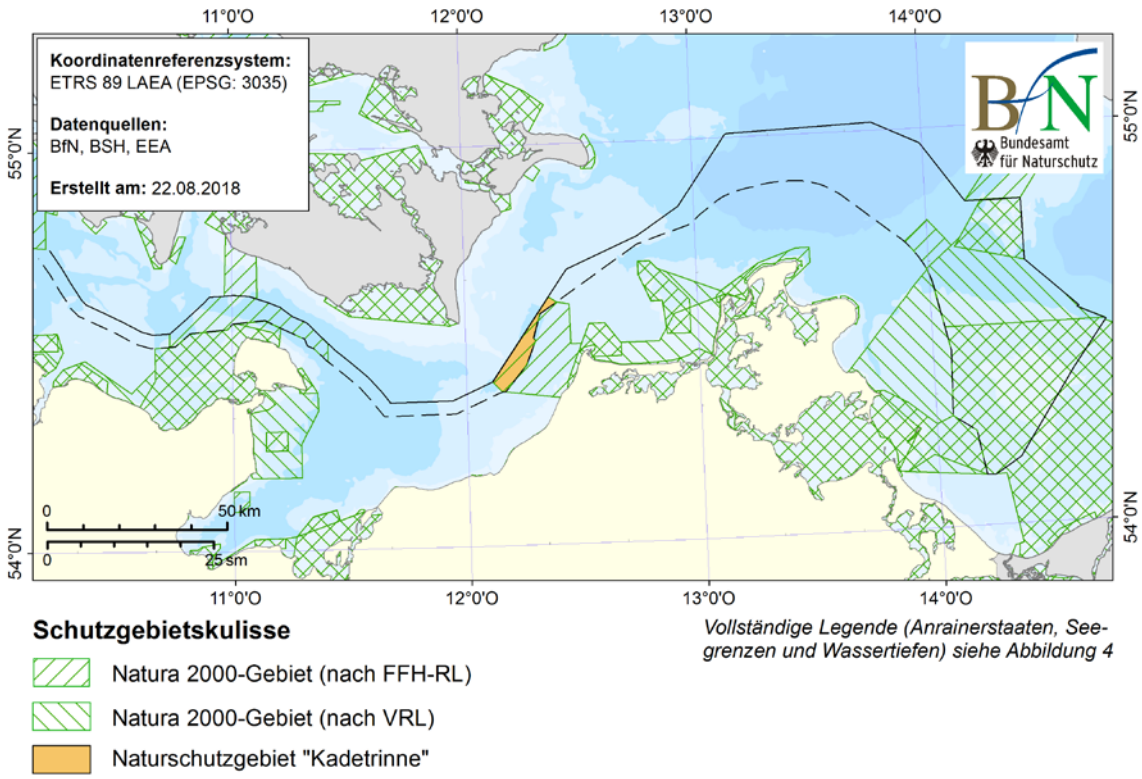


Abb. 2: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Kadetrinne“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Das NSG „Kadetrinne“ ist auch als HELCOM-Meeresschutzgebiet (HELCOM MPA) an die Helsinki-Kommission gemeldet. Es ist Teil der räumlichen Schutzmaßnahmen in den deutschen Gewässern gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (Art. 13 Abs. 4 MSRL, Bericht an die EU-KOM 2014).[17]

Die Kadetrinne ist ein System aus zahlreichen Rinnen, die bis zu 32 m tief in die Darßer Schwelle, einen submarinen Geschiebemergelrücken, eingeschnitten sind. An den Hängen der Rinnen und am Boden kommen Steinriffe in Form von Blocksteinpackungen vor, welche dem Lebensraumtyp „Riffe“ zugeordnet werden. Durch das Rinnensystem erfolgt ca. 70 % des Wasseraustausches und damit auch der aperiodische Salzwassereinstrom zwischen Nord- und Ostsee. Das Gebiet ist dabei starken Salzgehaltsschwankungen unterworfen.

Die Kadetrinne verfügt rezent noch über sehr artenreiche benthische Lebensgemeinschaften mit einer großen Salztoleranz. Die arten- und individuenreiche Bodenfauna bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die artenreiche Fischfauna dient wiederum vor allem Schweinswalen als Nahrungsgrundlage.

Für den Schweinswal spielt das NSG „Kadetrinne“ auch als Migrationsraum zwischen der zentralen und westlichen Ostsee eine wichtige Rolle. Darüber hinaus halten sich Schweinswale auch während der Geburts- und Laktationsphase im Gebiet auf.

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

Tab. 2: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtyp des Anhangs I und Art des Anhangs II der FFH-RL) im NSG „Kadetrinne“.

EU-Code entsprechend NSGKdrV	Lebensraumtyp/Art
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, (§ 30 BNatSchG)) - im Folgenden: LRT „Riffe“
1351	Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (Anhang II FFH-RL)

2.1.3 NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das insgesamt ca. 2.092 km² große NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt in der südwestlichen Ostsee rund 20 km östlich der Insel Rügen (Abb. 3). Das Gebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist gemäß der Schutzgebietsverordnung (NSGPBRV)[16] als Naturschutzgebiet (NSG) geschützt.

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ stellt ein sogenanntes 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 „Westliche Rönnebank“ wird nachfolgend als Bereich I, das Teilgebiet „Adlergrund“ als Bereich II und das Teilgebiet „Pommersche Bucht mit Oderbank“ als Bereich III bezeichnet (siehe Abb. 3). Das Teilgebiet „Pommersche Bucht“, welches ein Vogelschutzgebiet ist, wird im Folgenden als Bereich IV bezeichnet. Es überlagert sich mit den Bereichen II und III.

Die Bereiche I bis III wurden am 25.05.2004 an die Europäische Kommission (EU-KOM) gemeldet und am 15.01.2008 als FFH-Gebiete DE 1249-301, DE 1251-301 und DE 1652-301 in die Liste der Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung (SCI) aufgenommen. Bereich IV wurde am 15.09.2005 mit Wirkung vom 24.09.2005 als Naturschutzgebiet ausgewiesen und als Vogelschutzgebiet (DE 1552-401) in die Liste der besonders geschützten Gebiete (Special Protection Areas – SPA) aufgenommen. 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 Area of Conservation“ - SAC). Dadurch wird die bisherige Schutzgebietsverordnung für das Vogelschutzgebiet aufgehoben und ersetzt.

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist auch als HELCOM-Meeresschutzgebiet (HELCOM-MPA) an die Helsinki-Kommission gemeldet. Es ist Teil der räumlichen Schutzmaßnahmen in den deutschen Gewässern gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) (Art. 13 Abs. 4 MSRL, Bericht an die EU-KOM 2014).[17]

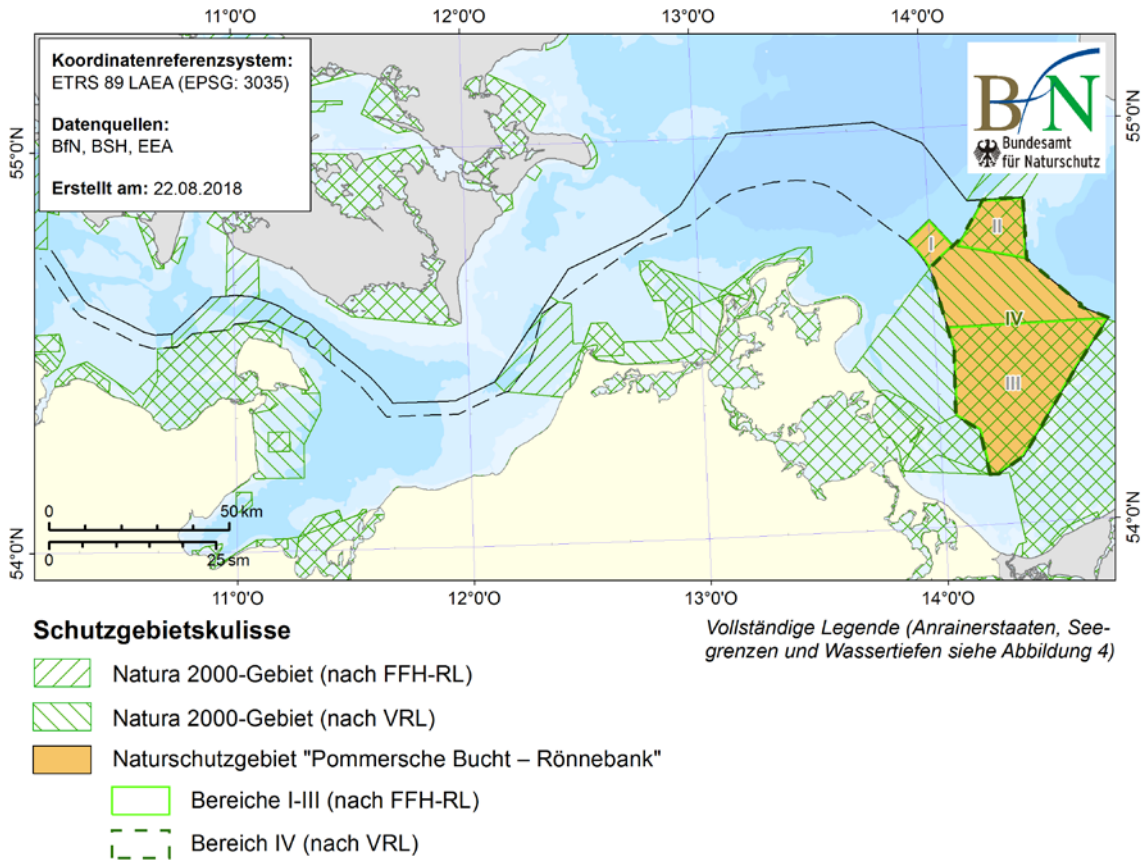


Abb. 3: Lage des Naturschutzgebietes (NSG) „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und umliegender Natura 2000-Gebiete.

Bereich I – FFH-Gebiet „Westliche Rönnebank“

Der ca. 86 km² umfassende Bereich I des NSG (entspricht dem FFH-Gebiet „Westliche Rönnebank“) umfasst den westlichen Hang der Rönnebank etwa 10 sm nordöstlich der Insel Rügen.

Dieser besteht aus mehreren Endmoränen im Tiefenbereich von 22 bis 35 m. Am nordwestlichen Hang der Rönnebank kommen isolierte Riffbereiche vor, die repräsentativ für steinige Hang-Riffe der Ostsee sind. Etwa 65 km² (entspricht 76 % des Bereiches) werden durch den Lebensraumtyp „Riffe“ geprägt.

Die wirbellose benthische Fauna setzt sich überwiegend aus weit verbreiteten marin-euryhalinen Arten mit hoher Toleranz gegenüber reduzierten Salzgehalten zusammen. Die Anzahl mariner Arten liegt über derjenigen des Adlergrundes, da die Riffgemeinschaft der Rönnebank in tieferen Bereichen durch weitere Arten der unterhalb der Salzgehalts-Sprungschicht lebenden Weichboden-Gemeinschaft ergänzt wird.

Bereich I hat aufgrund der geringeren Wassertiefen eine ganzjährig gute Sauerstoffversorgung und dient damit als Ausgangspunkt für eine Wiederbesiedlung der steinigen bis sandigen Meeresböden im weiteren Umkreis.

Der Bereich I dient Schweinswalen als Nahrungs- und Migrationshabitat. Insbesondere für die im Winter aus eisbedeckten Regionen in eisfreie Zonen der Ostsee einwandernden Individuen ist diese Migrations- und Rückzugsmöglichkeit überlebenswichtig.

Die individuenreiche Bodenfauna bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die lokal artenreiche Fischfauna, insbesondere bestehend aus Dorschen (Gadidae), Grundeln (Gobiidae), Heringen (*Clupea harengus*), Aalmuttern (Zoarcidae), Sprotten (*Sprattus sprattus*) und Plattfischen (Pleuronectidae), dient wiederum vor allem Seevögeln und Schweinswalen als Nahrungsgrundlage. Für den Schweinswal spielt der Bereich I weiterhin als Migrationsraum, insbesondere für im Winter in eisfreie Zonen wandernde Individuen, eine wichtige Rolle.

Bereich II – FFH-Gebiet „Adlergrund“

Der ca. 234 km² umfassende Bereich II des NSG (entspricht dem FFH-Gebiet „Adlergrund“) befindet sich im Seegebiet zwischen Rügen und Bornholm am östlichen Rand des Arkonabeckens. Er wird von mehreren Endmoränen gebildet und setzt sich aus einer großen Sandplatte mit zentral gelegenen sehr flachen, oft kiesbedeckten und blockreichen Erhebungen aus Geschiebemergel zusammen (Foulegrund).

Hier befinden sich wesentliche und repräsentative Vorkommen der Lebensraumtypen „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen Ostsee. Die Riffe sind dicht mit Braun- und Rotalgen sowie großflächig mit Miesmuschelbänken besiedelt. Innerhalb des LRT „Riffe“ kommt auf der Kuppe des Adlergrundes der nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige Makrophytenbestände“ (im Folgenden kurz „Makrophytenbestände“) vor. Zwischen den Steinen liegt Geschiebemergel. Diese Sedimentzusammensetzung führt in Kombination mit den gebietsspezifischen Salzgehaltsschwankungen zu einer charakteristischen Besiedlung. Der Bereich II dient aufgrund seiner Lage als Trittstein zwischen den Riffbereichen westlich der Darßer Schwelle und den selteneren Vorkommen von Riffen in der südlichen Ostsee.

Durch seine geringen Wassertiefen und der dadurch ganzjährig guten Sauerstoffversorgung stellt der Bereich sowohl für sessile als auch für mobile Arten mit einem hohen Aktionsradius einen Lebens- und Rückzugsraum dar, unter anderem bei Störungen wie beispielsweise Sauerstoffmangelereignissen in anderen Teilen der Ostsee.

Die individuenreiche Bodenfauna bietet Fischen eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Die artenreiche Fischfauna dient wiederum vor allem Seevögeln und Schweinswalen als Nahrungsgrundlage.

Der Bereich II dient Schweinswalen und Kegelrobben als Nahrungs- und Migrationshabitat. Insbesondere für die im Winter aus eisbedeckten Regionen in eisfreie Zonen der Ostsee einwandernden Individuen ist diese Migrations- und Rückzugsmöglichkeit überlebenswichtig.

Bereich III – FFH-Gebiet „Oderbank“

Der ca. 1.101 km² umfassende Bereich III des NSG (entspricht dem FFH-Gebiet „Pommersche Bucht mit Oderbank“) umfasst nördlich der Odermündung und östlich des Greifswalder Boddens die gesamte Fläche des in der deutschen AWZ liegenden Teils der Oderbank. Die Nordansteuerung ist entsprechend § 2, Abs. 4 NSGPBRV nicht Teil der Verordnung; der Vollständigkeit halber (das ursprünglich gemeldete FFH-Gebiet bezieht die Nordansteuerung mit ein) werden die Schutzgüter und die Auswirkungen auf sie in diesem Teil der Pommerschen Bucht zwar beschrieben, aber nicht bewertet.

Die Oderbank ist eine laut FFH-RL geschützte Sandbank, die einer hervorragenden Repräsentativität für den LRT „Sandbänke“ in der gesamten deutschen Ostsee aufweist. Mit einer Fläche von 480 km² umfasst sie ca. 83 % der Fläche des LRTs in der deutschen AWZ der Ostsee.

Durch die geringen Wassertiefen und die dadurch ganzjährig gute Sauerstoffversorgung stellt der Bereich sowohl für sessile als auch für mobile Arten mit einem hohen Aktionsradius einen Lebens- und Rückzugsraum dar, unter anderem bei Störungen wie beispielsweise Sauerstoffmangelereignissen in anderen Teilen der Ostsee.

Durch das langjährige bestehende Verbot der grundberührenden Schleppnetzfischerei auf einem großen Teil der Sandbank weisen die charakteristischen Arten hier weitgehend natürliche Verbreitungsmuster und Populationsdynamiken auf. Im Bereich III kommen individuenreiche benthische Lebensgemeinschaften, insbesondere dominiert von Sandklaffmuscheln und Lagunen-Herzmuscheln, aber auch sehr viele Jungfische vor. Die benthischen Lebensgemeinschaften erlangen hier wegen der guten Sauerstoff- und Nährstoffversorgung zum Teil sehr hohe Abundanzen und Biomassen.

Die arten- und individuenreiche Bodenfauna der Sandbank, insbesondere einige Muschelarten, und das Vorkommen sehr vieler Jungfische bietet Schweinswalen, Fischen und Vögeln eine reichhaltige Nahrungsgrundlage.

Der Bereich III dient Schweinswalen auch als Rückzugsraum. Insbesondere für die im Winter aus eisbedeckten Regionen in eisfreie Zonen der Ostsee einwandernden Individuen ist die Rückzugsmöglichkeit überlebenswichtig.

Bereich III ist auch ein bedeutsames Nahrungshabitat für den Baltischen Stör und sowohl Nahrungs- als auch Überwinterungshabitat für die Finte.

Bereich IV – Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“

Im 2.004 km² umfassenden Bereich IV des NSG (entspricht dem Vogelschutzgebiet „Pommersche Bucht“), der sich auf einer Fläche von 1.335 km² vollständig mit den Bereichen II und III überlappt[18], kommen Arten nach Anhang I der Vogelschutzrichtlinie

[18] Die Nordansteuerung gemäß dem Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirdschaftszone der Ostsee ist entsprechend § 2, Abs. 4 NSGPBRV nicht Teil der Verordnung; der Vollständigkeit halber (das ursprüglich gemeldete FFH-Gebiet bezieht die Nordansteuerung mit

und regelmäßig auftretende Zugvogelarten vor. Der Bereich IV hat durch seine Funktion als Nahrungs-, Überwinterungs-, Mauser-, Durchzugs- und Rastgebiet für die vorkommenden Vogelarten einen besonders hohen ornithologischen Wert. Er zählt zu den zehn wichtigsten Überwinterungsgebieten für Seevögel in der Ostsee (Durinck et al. 1994; Skov et al. 2000; Skov et al. 2011). Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) sowie Eisenten (*Clangula hyemalis*), Trauerenten (*Melanitta nigra*) und Samtenten (*Melanitta fusca*) überwintern oder rasten im Bereich in international bedeutsamen Beständen von jeweils über einem bis zu zehn Prozent der nordwesteuropäischen Gesamtpopulation. Für Stern- (*Gavia stellata*), Pracht- (*Gavia arctica*) und Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*) ist der Bereich innerhalb der deutschen AWZ der Ostsee das wichtigste Überwinterungsgebiet. Ein Teil des Samt- und Trauerentenbestandes mausert im Sommer von Juli bis September im Bereich der Oderbank. Sturmmöwen (*Larus canus*) nutzen Bereich IV das ganze Jahr und Gelbschnabeltaucher (*Gavia adamsii*) regelmäßig als Nahrungshabitat. Tordalken (*Alca torda*) nutzen das Gebiet vor allem als Überwinterungsgebiet und Trottellummen (*Uria aalge*) als Überwinterungs- und Rastgebiet.

Tab. 3 gibt eine Übersicht über die Schutzgüter des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

Tab. 3: Übersicht über die Schutzgüter (Lebensraumtypen des Anhangs I, Arten des Anhangs II der FFH-RL, Vogelarten nach VRL) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

EU-Code entsprechend NSGPBRV	Lebensraumtyp/Art
1110	Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - im Folgenden: LRT „Sandbänke“
1170	Riffe (Anhang I FFH-RL, § 30 BNatSchG) - im Folgenden: LRT „Riffe“
1101	Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*) (Anhang II FFH-RL)
1103	Finte (*Alosa fallax*) (Anhang II FFH-RL)
A064	Eisente (Clangula hyemalis)
A706	Trauerente (Melanitta nigra)
A685	Samtente (Melanitta fusca)
A665	Rothalstaucher (Podiceps grisegena)
A642	Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) (Anhang I VRL)
A001	Sterntaucher (*Gavia stellata*) (Anhang I VRL)
A689	Prachttaucher (*Gavia arctica*) (Anhang I VRL)
A502	Gelbschnabeltaucher (*Gavia adamsii*)
A200	Tordalk (*Alca torda*)
A678	Trottellumme (*Uria aalge*)
A202	Gryllteiste (*Cepphus grylle*)
A182	Sturmmöwe (*Larus canus*)
1351	Schweinswal (*Phocoena phocoena*) (Anhang II FFH-RL)
1364	Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) (Anhang II FFH-RL)

ein) werden die Schutzgüter und die Auswirkungen auf sie in diesem Teil der Pommerschen Bucht zwar beschrieben, aber nicht bewertet.

2.2 Spezielle Funktionen und Kohärenzfunktionen

Zwei der drei Schutzgebiete der deutschen AWZ der Ostsee („Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“) befinden sich im Bereich von Schwellen bzw. Meeresengen, die sich durch ihre besonderen Sedimentverhältnisse und ihre Hydrologie von den anderen Bereichen der Ostsee abheben. Die hydrologischen Verhältnisse mit wechselnden Salzgehalten und einer saisonalen Schichtung des Wasserkörpers prägen diese Bereiche und zeichnen sich durch eine hohe Dynamik aus. Gleichzeitig haben diese beiden Gebiete aufgrund ihrer Lage eine besondere Bedeutung für die Vernetzung von Funktionsräumen der Schutzgüter, zum Beispiel über die saisonalen Wanderungen des Schweinswales oder die Ausbreitung mariner Benthosarten, die sich als Larven oder andere Lebensstadien mit salzreichem Tiefenwasser über das Rinnensystem der beiden NSG ausbreiten.

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen mit der Rönnebank, dem Adlergrund und der Oderbank drei weitere Bereiche mit besonderen Sedimentverhältnissen. Hier kommen besondere Bodengemeinschaften mit einer Anpassung an geringe Salzgehalte vor.

Die Gebietskulisse deckt somit wichtige Anteile der Meeresbereiche mit besonderen Reliefverhältnissen und Salzgehalten ab.

Die biologische Vielfalt ist in den Schutzgebieten aufgrund meist guter Sauerstoffverhältnisse und der durch den Salzgehalt und dessen Schwankung geprägten Verhältnisse höher als in umgebenden Gebieten. Benthische Organismen treten hier in größerer Zahl und in einer größeren Vielfalt auf. Damit bieten die drei Schutzgebiete reiche Nahrungsgründe, die nicht nur Fische, sondern auch Meeressäugetiere und Seevögel anziehen. Die Bereiche II (Adlergrund) und III (Oderbank) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden dabei insbesondere von Seevögeln aufgesucht und sind wichtige Rastplätze für sie.

In der westlichen Ostsee mit ihrem begrenzten Raum und ihrer intensiven Nutzung sind die drei Schutzgebiete wichtige Bereiche für die Migration und Nahrungsversorgung der Meeressäugetiere und für die Regeneration und Ausbreitung von benthischen Arten und Fischen.

Obwohl die drei Schutzgebiete zum Teil gleiche Schutzziele (zum Beispiel hinsichtlich der Schutzgüter Sandbänke, Riffe, Schweinswal) haben, besitzen sie jeweils spezifische Eigenheiten und erfüllen damit besondere Funktionen innerhalb des Schutzgebietsnetzes Natura 2000.

Marine Arten haben häufig sehr große Aktionsräume. Meeressäugetiere und Seevögel folgen den jahreszeitlichen Verlagerungen der Fischschwärme durch die Ostsee und nutzen das Meeresgebiet als ein zusammenhängendes Habitat. Zusammen mit den Natura 2000-Gebieten, die von anderen Anrainerstaaten der Ostsee und den Küstenbundesländern ausgewiesen wurden, bilden die drei Naturschutzgebiete der deutschen AWZ der Ostsee ein Netzwerk aus geschützten Räumen (Abb. 4).

Meeresschutzgebiete Ostsee

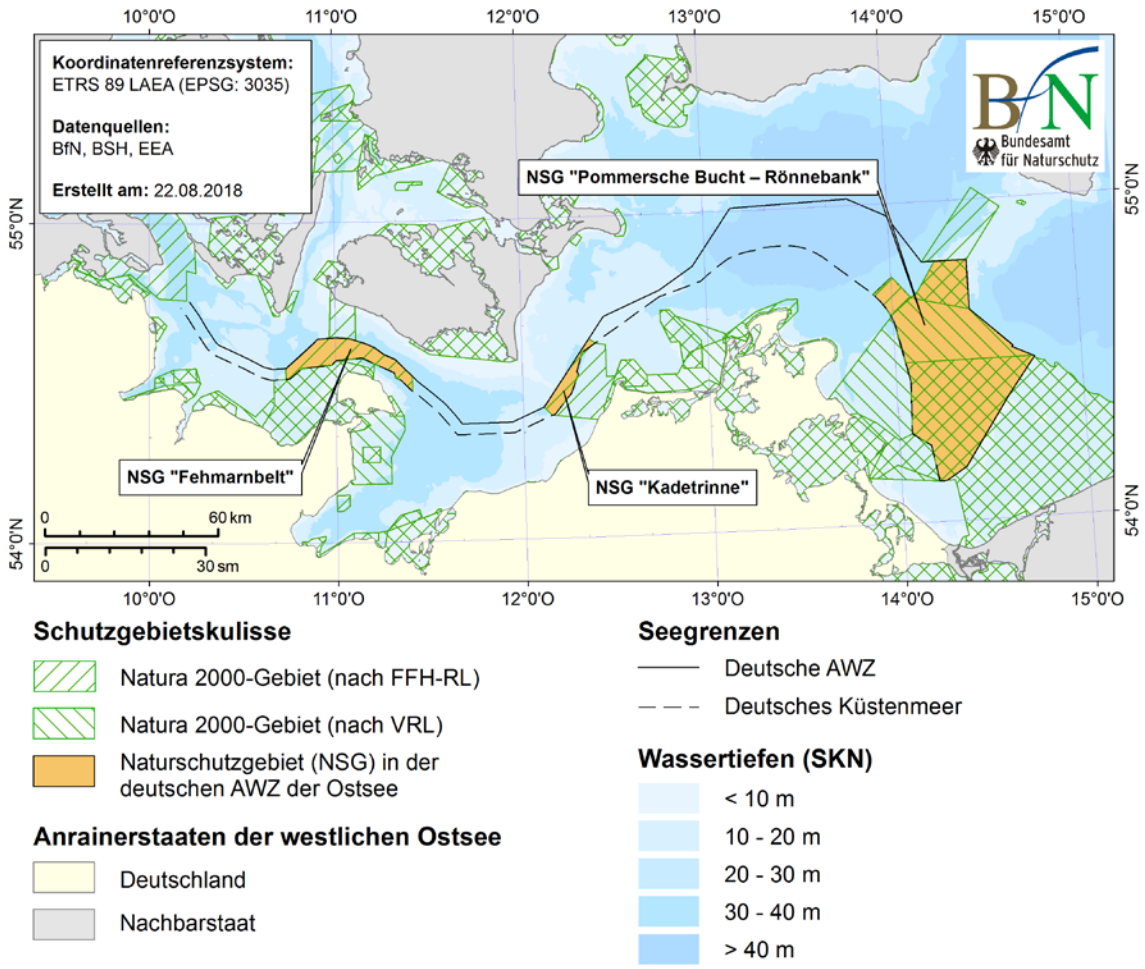


Abb. 4: Natura 2000-Gebiete der westlichen Ostsee und Naturschutzgebiete (NSG) der deutschen AWZ der Ostsee.

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

In den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee sind Lebensraumtypen (LRT), Biotoptypen und Arten entsprechend der jeweiligen Schutzgebietsverordnungen geschützt: zwei LRT des Anhangs I FFH-RL einschließlich ihrer charakteristischen und lebensraumtypischen Arten, zwei nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptypen[19], zwei Fischarten des Anhangs II FFH-RL, drei Meeressäugetierarten des Anhangs II FFH-RL und 12 Seevogelarten (gemäß Anh. I und Art. 4 (2) VRL).

Darüber hinaus kommen in den Gebieten insgesamt 28 Arten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung vor. Dies sind 14 Makrozoobenthos-, drei Makroalgen- und sechs Fischarten[20] sowie drei Seevogelarten, die gemäß den nationalen oder regionalen Roten Listen mindestens als „gefährdet“ eingestuft sind.

Für die oben genannten LRT, Biotoptypen und Arten wird im Folgenden ein Überblick über Verbreitung und Vorkommen in der deutschen Ostsee und in den einzelnen Schutzgebieten sowie ihre ökologischen Ansprüche gegeben. Benannt werden die Funktionsräume, die für die Schutzgüter eine wichtige ökologische Funktion übernehmen, zum Beispiel Reproduktions-, Aufzucht-, Nahrungs- und Rastgebiete sowie Wander- und Migrationsräume, die die zuvor genannten Gebiete verbinden. Diese liegen zum Teil auch in anderen Teilen der deutschen AWZ, im deutschen Küstenmeer und/oder in den Meeresgebieten anderer Ostseeanrainerstaaten.

In diesem Kapitel werden für die Schutzgüter der Schutzgebietsverordnung Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände bewertet. Eine Bewertung der in den Verordnungen nicht als Schutzgut benannten Arten erfolgt nicht. Zur Festlegung des Soll-Zustands werden die Schutzziele der jeweiligen Schutzgebietsverordnung konkretisiert (siehe BfN (2017), Kapitel 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.

[19] Die geschützten LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ sind gleichzeitig nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützte Biotoptypen. Diese werden nicht gesondert behandelt. Die bekannten Vorkommen des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyps „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ liegen in der deutschen AWZ der Ostsee ausschließlich in Vorkommen des LRT „Riffe“ und werden daher nicht gesondert bewertet. Auch für das § 30 Biotop „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ erfolgt keine separate Bewertung, da sich dessen bisher bekannten Vorkommen innerhalb der Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ befinden.

[20] Rachor et al. 2013 bzw. Thiel et al. 2013 – Kategorie 0, 1, 2 oder 3; IUCN 2016 – Kategorie CR, EN oder VU

Die Ist-Zustände werden anhand der in BfN (2017) beschriebenen Vorgehensweise auf Basis der jeweils aktuellsten verfügbaren Daten bzw. Analyseergebnisse bewertet.[21] Der Ist-Zustand (A) kann bei Lebensraum- und Biotoptypen auch erreicht werden, wenn einzelne Teilflächen weiterhin einen ungünstigeren Erhaltungsgrad aufweisen.

Die Bewertung erfolgt getrennt nach Schutzgebieten, wobei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als Komplexgebiet zwischen einer Bewertung auf Bereichs- und Komplexgebietsebene zu unterscheiden ist (vergleiche BfN (2017)). Gemäß der Schutzgebietsverordnung für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gilt in diesem Gebiet der *allgemeine Schutzzweck* (§ 3 PBRV) für das *gesamte Komplexgebiet*, während die *besonderen Schutzzwecke* (§§ 4–7 PBRV) 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 (vergleiche BfN (2017)). Für Fische kann der Ist-Zustand nicht gebietsspezifisch bewertet werden (siehe Erläuterungen in BfN (2017)); daher wird der Erhaltungszustand auf biogeographischer Ebene gemäß dem Bericht 2019 nach Art. 17 FFH RL (BfN 2019) nachrichtlich übernommen.

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

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

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

[21] 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). Die berücksichtigten Zeiträume werden schutzgutspezifisch jeweils im Unterkapitel „Datengrundlagen“ genannt.

3.1 Lebensraum- und Biotoptypen

Die folgenden Lebensraum- und Biotoptypen kommen in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee vor (Tab. 4) und werden im Folgenden näher beschrieben:

Tab. 4: Schutz- und Gefährdungsstatus der geschützten Lebensraum- und Biotoptypen in den Meeresschutzgebieten.
Dargestellt ist der Gefährdungsstatus nach der nationalen (Finck et al. 2017) und regionalen (HELCOM 2013g) Roten Liste. Die Zuordnung der geschützten FFH-LRT und Biotoptypen nach § 30 BNatSchG zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste und die Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zur Gesamteinschätzung sind im Anhang dargestellt.

Bezeichnung	**Schutzgebiet**[22]	**Schutzstatus**			**Gefährdungsstatus**		
		FFH-LRT (Anh. I FFH-RL)	**besonderer Biotoptyp (Anh. III MSRL)**	**gesetzlich geschützter Biotoptyp (§ 30 BNatSchG)**	**Umfasste Biotoptypen (im Gebiet vorkommend) nach Finck et al. (2017)**	**Gefährdungsstatus (Gesamteinschätzung) nach Finck et al. (2017)**	**Gefährdungskategorie nach HELCOM (2013g)**
Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser (Code 1110)	Fmb	x	x	x[23]	sublitorale Sandbank (inkl. Megarippelfelder); sublitorale Grobsedimentbank	*	VU
	PBR Ber. II	x	x	x[23]	sublitorale Sandbank (inkl. Megarippelfelder)	*	
	PBR Ber. III	x	x	x[23]	sublitorale Sandbank (inkl. Megarippelfelder)	*	
Riffe (Code 1170)	Fmb	x	x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee mit mehrjährigen blattförmigen Rotalgen; *Laminaria / Saccharina*[24]	3–V	VU
	Kdr	x	x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee mit mehrjährigen blattförmigen Rotalgen; Hydroidpolypen; *Laminaria / Saccharina*; Miesmuscheln; Blumentieren	3–V	
	PBR Ber. I	x	x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee mit Miesmuscheln	*	
	PBR	x	x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee mit	?	

[22] Schutzgebiete, in denen der LRT / Biotoptyp Schutzgut ist gemäß *allgemeinem* (Biotoptypen) oder *besonderem* (LRT) Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung
[23] Benennung nach § 30 BNatSchG Abs. 2 Nr. 6 „sublitorale Sandbänke“
[24] Weitere Biotoptypen nach Finck et al. (2017) kommen auf neu kartierten, noch nicht bewerteten Riffflächen vor.

Bezeichnung	Schutzgebiet[22]	Schutzstatus			Gefährdungsstatus		
		FFH-LRT (Anh. I FFH-RL)	besonderer Biotoptyp (Anh. III MSRL)	gesetzlich geschützter Biotoptyp (§ 30 BNatSchG)	Umfasste Biotoptypen (im Gebiet vorkommend) nach Finck et al. (2017)	Gefährdungsstatus (Gesamteinschätzung) nach Finck et al. (2017)	Gefährdungskategorie nach HELCOM (2013g)
	Ber. II				Miesmuscheln; *Fucus*; *Furcellaria lumbricalis*; einjährigen Makroalgen		
Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	Fmb		x	x	sublitoraler Schillgrund; sublitorales, ebenes Grobsediment mit Ophelia-Travisia-Gemeinschaft; sublitoraler, ebener Sandgrund mit Ophelia-Travisia-Gemeinschaft	3–V	NT[25]
Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände	Fmb		x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund, Mischsubstrat oder Grobsediment der Ostsee mit mehrjährigen blattförmigen Rotalgen; *Laminaria* / *Saccharina*	3–V	LC[26]
	PBR Ber. II		x	x	sublitoraler Felsen- und Steingrund, Mischsubstrat oder Grobsediment der Ostsee mit *Fucus*; *Furcellaria lumbricalis*	2–3	

Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, Kdr: NSG „Kadetrinne“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, Ber.: Bereich.
x: zutreffend, ?: keine Einschätzung möglich
Gefährdungsstatus (Finck et al. 2017): 0: vollständig vernichtet, 1!: akut von vollständiger Vernichtung bedroht, 1: von vollständiger Vernichtung bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 3-V: akute Vorwarnliste, V: Vorwarnliste, *: aktuell kein Verlustrisiko
Gefährdungskategorie (HELCOM 2013g): CO: collapsed (zusammengebrochen), CR: critically endangered (vom Zusammenbruch bedroht), EN: endangered (stark gefährdet), VU: vulnerable (gefährdet), NT: near threatened (potenziell gefährdet), LC: least concern (nicht gefährdet)

Sandbänke und Riffe sind als FFH-Lebensraumtypen (LRT) gemäß 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ nur in den Bereichen I, II und III, die räumlich den FFH-Gebieten „Adlergrund“, „Westliche Rönnebank“ sowie „Pommersche Bucht mit Oderbank“ entsprechen, Schutz-

[25] Einstufung gilt für alle vier korrespondieren HUB-Biotope.
[26] Der § 30-Biotoptyp wird im HUB-Klassifikationssystem in zahlreiche Biotope unterschieden. Die in der AWZ potenziell vorkommenden Subtypen sind nach HELCOM (2013a) nicht gefährdet.

güter gemäß 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. 8). Diese sind im allgemeinen Schutzzweck der Schutzgebietsverordnungen aufgeführt. Ihr Schutzstatus gemäß Schutzgebietsverordnung bezieht sich daher im Fall des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf das gesamte Komplexgebiet.

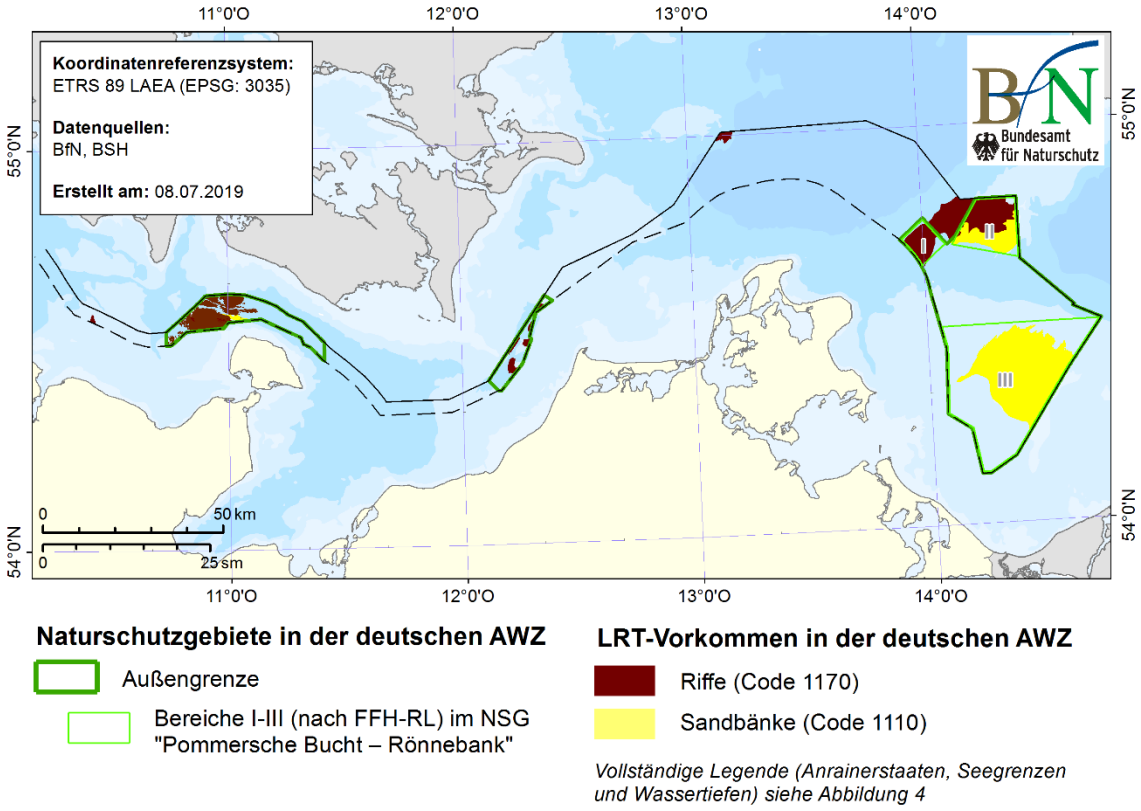


Abb. 5: Vorkommen der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ in der deutschen AWZ der Ostsee.
Anmerkung: Die Verbreitung des LRT „Riffe“ repräsentiert den derzeit aktuellen Kenntnisstand (Stand Juni 2019). Im Zuge laufender Kartierungsarbeiten ist in Zukunft mit Anpassungen der hier dargestellten Ergebnisse zu rechnen.

Für diese LRT umfassen die folgenden Beschreibungen auch Festlegungen von Soll- und Bewertungen von Ist-Zuständen.

Für die beiden weiteren nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptypen „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (Kapitel 3.1.3) und „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ (kurz „Makrophytenbestände“, Kapitel 3.1.4) erfolgt aus den in Kapitel 3.1.3 und 3.1.4 genannten Gründen keine gesonderte Festlegung von Soll-Zuständen und keine Bewertung des Ist-Zustands.

Datengrundlagen

Für die **LRT** wurden Daten des FFH-Benthosmonitorings verwendet, die nach international standardisierten Methoden (Darr et al. 2012; Darr et al. 2014) in der Ostsee seit 2009 im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz erhoben werden. Die schiffsgestützten Untersuchungen umfassen Probenahmen mit van-Veen-Greifern (0,1 m²) und Dredge sowie neben einem Sedimenthol vor allem in Riffen auch eine ausgedehnte bildliche Erfassung des Meeresgrunds mittels Videos und Fotos.

In der Ostsee sind Analogieschlüsse von einer LRT-Fläche auf eine andere aufgrund der unterschiedlichen Einflussfaktoren (zum Beispiel Salzwasserzustrom, Sauerstoffmangel, anthropogene Beeinträchtigungen) nicht möglich. Daher werden alle drei Sandbänke und die Riffgebiete jährlich im späten Frühjahr mit jeweils 3–4 Dauerstationen aufgenommen. Zusätzlich erfolgt einmal pro FFH-Berichtszeitraum eine vollständige Aufnahme jedes Gebietes mit einem Aufwand von jeweils 10 bzw. auf der Oderbank von 15 Stationen. Mit der nationalen FFH-Bewertung 2019 liegt damit eine aktuelle vollständige Bewertung aller LRT in den Schutzgebieten vor (BfN 2019).

Für die nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptypen „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ sowie „Makrophytenbestände“ existiert bislang noch kein gezieltes Monitoring und damit auch keine spezifische Zustandsbewertung aus den Schutzgebieten. Die Daten zur Verbreitung und Charakterisierung dieser Biotoptypen stammen aus den Forschungsprojekten des BfN zur Biotopkartierung und im Falle einer räumlichen Überlappung aus dem oben genannten FFH-Monitoring (Darr et al. 2012; Darr et al. 2014; Darr et al. 2016).

Für das NSG „Fehmarnbelt“ wurden zusätzlich die öffentlich zugänglichen Untersuchungen für die geplante feste Fehmarnbeltquerung (FEMERN A/S 2013a) ausgewertet, die Ergebnisse werden aber nicht in die Bewertung einbezogen.

Die Ist-Zustände werden anhand der in BfN (2017) beschriebenen Vorgehensweise auf Basis der jeweils aktuellsten verfügbaren Daten bewertet (im aktuellen FFH-Bericht, BfN (2019)). Es wurden für die LRT und Biotoptypen Daten aus dem Zeitraum 2012 bis 2017 zugrunde gelegt. Abweichend von BfN (2017) ergibt sich dabei die Vollständigkeit des Arteninventars (Makrozoobenthos und Makroalgen) aus Nachweisen eines bestimmten Anteils charakteristischer Arten (Darr & Zettler (2009), aktualisierte Artenlisten nach Darr et al. (2014) sowie für Riffe nach Darr et al. (2018)). Für Riffe gilt das Arteninventar als vollständig vorhanden (A), wenn mehr als 62,5 % der Arten angetroffen wurden, bzw. als weitgehend vorhanden (B), wenn mehr als 47,5 % der Arten nachgewiesen wurden. Bei Sandbänken im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden aufgrund der deutlich höheren Stetigkeit der charakteristischen Arten mit 80 % bzw. 60 % andere Klassengrenzen festgelegt.

3.1.1 FFH-Lebensraumtyp „Sandbänke“

3.1.1.1 Definition

„Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ 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 in der Regel nicht tiefer als 20 m. 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 (zum Beispiel 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.[27] Im Rahmen der Meldung der Natura 2000-Gebiete an die EU-KOM wurden 2004 drei Vorkommen des LRT „Sandbänke“ in der deutschen AWZ der Ostsee abgegrenzt (BfN (2004); von Nordheim et al. (2006), Abb. 5). In der deutschen AWZ der Ostsee sind großflächige Sandbänke mit der Oderbank und Teilen des Adlergrundes nur im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu finden. Im NSG „Fehmarnbelt“ ist das dortige Megarippelfeld ebenfalls eine Sandbank (Abb. 5). Seit der Meldung an die EU-KOM wurden durch die derzeit noch nicht abgeschlossene flächenhafte Biotopkartierung der deutschen AWZ der Ostsee keine weiteren Vorkommen entdeckt (Stand Mai 2017). Dabei sind die AWZ-Schutzgebiete der Ostsee weitgehend kartiert und deshalb der Nachweis weiterer Vorkommen des LRT „Sandbänke“ in diesen Gebieten nicht zu erwarten.

NSG „Fehmarnbelt“

Verbreitung im Gebiet: Der LRT kommt auf gut 2 % (ca. 6 km²) der Schutzgebietsfläche in der besonderen Ausprägung eines Megarippelfeldes vor (Abb. 6). Der Flächenanteil im NSG am Gesamtvorkommen der AWZ der Ostsee beträgt ca. 1 %. Durch intensive Untersuchungen im Rahmen der vom BfN geförderten Biotopkartierung musste die Dimension der Ausdehnung der Sandbank gegenüber der ursprünglich an die EU gemeldete Gebietskulisse erweitert werden (Abb. 6). Diese neuen Erkenntnisse konnten im bisherigen FFH-Monitoring noch nicht berücksichtigt werden, so dass sich die Bewertung des Ist-Zustands vorwiegend auf die ursprünglich gemeldete Ausdehnung der Sandbank bezieht.

Standorteigenschaften: Das dem LRT „Sandbänke“ zugehörige Megarippelfeld im Fehmarnbelt ist mit 6 km² deutlich kleiner als die beiden Sandbänke im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und weist eine extrem hohe kleinräumige Substrat-Variabilität

[27] Quelle: http://eunis.eea.europa.eu/habitats/10003; 15.05.2017

auf. Unterschiedliche Sande wechseln sich in Wassertiefen von 15–22 m auf den Rippelkämmen mit Kiesflächen ab. Die 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 (siehe Kapitel 3.1.3). In den Rippeltälern stehen lokal Geschiebemergel und kleine Steine an (Abb. 7). Im Strömungslee der bis zu 2 m hohen Megarippel sammeln sich örtlich Driftalgen oder Muschel-Schill von *Arctica islandica*. Nach Norden, Richtung Rinne, läuft die Sandbank mit feineren Sanden in etwa 27 m Wassertiefe aus. Das Megarippelfeld setzt sich nach Westen außerhalb der gemeldeten Sandbank fort. Auch dort finden sich Bereiche mit Kies- und Grobsanden, die dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zugeordnet werden können (FEMA 2013).

Lebensgemeinschaften: Die Sandbank des NSG „Fehmarnbelt“ wird aufgrund der kleinräumigen Substratheterogenität von verschiedenen Gemeinschaften besiedelt, die sich in ihrer Artenzusammensetzung teils deutlich unterscheiden. Mit Ausnahme der exponierten Rippel-Kuppen wird die Biomasse auf der gesamten Sandbank von *Arctica islandica* dominiert. Große Islandmuscheln mit einem Alter von über 30 Jahren haben trotz einer geringen Dichte (wenige Individuen pro Quadratmeter) eine Biomasse-Dominanz von bis zu 90 % (Schiele et al. 2015).

Die Besiedlungsstruktur (Artenzusammensetzung) der benthischen Gemeinschaften ist dagegen sehr unterschiedlich. Lokal in den Rippeltälern anstehende Hartböden und Bereiche mit akkumulierten Driftalgen im Lee der Rippel werden von einer epibenthisch-dominierten, riffähnlichen Gemeinschaft besiedelt (vergleiche Kapitel 3.1.2). Grobsande und Kiese werden von einer hoch spezialisierten Gemeinschaft besiedelt, für die vor allem die mobilen Seeigel-Arten *Psammechinus miliaris* und *Echinocyamus pusillus* typisch sind. Begleitet werden sie vorwiegend von Polychaeten-Arten wie *Travisia forbesii, Ophelia limacina* und *Spio goniocephala.* Mischen sich Ansammlungen von grobem *Arctica*-Schill in das Substrat, sind häufig Schuppenwürmer der Gattung *Harmothoe* und die Bivalven-Art *Hiatella arctica* zu finden. Vereinzelt kommen auch Laminarien mit der entsprechenden Begleitfauna vor (Beisiegel et al. 2017).

Typisch für die vorherrschenden Mittelsande ist eine Polychaeten-dominierte Gemeinschaft. Langlebige Bivalven treten in diesen Bereichen in nur geringen Dichten auf. Charakteristische Arten dieser Gemeinschaft sind die Polychaeten *Travisia forbesii, Ophelia limacina* und *Spio goniocephala* sowie die Mysidacee *Gastrosaccus spinifer*, die Tanaidaceen-Art *Tanaissus lilljeborgi* und die Amphipoden-Art *Bathyporeia guilliamsoniana*.

Während Kiese, Grob- und Mittelsande räumlich oft sehr eng verzahnt sind und daher auch oft parallel an den Monitoringinstationen aufgenommen werden, nimmt die Korngröße des Substrates mit zunehmender Tiefe ab (Fein- bis Mittelsande) und die Gemeinschaftsstruktur ändert sich deutlich. Zahlreiche Bivalven-Arten wie *Corbula gibba, Astarte borealis* und *Phaxas pellucidus*, aber lokal auch *Macoma calcarea* und *Mya truncata*

nehmen in ihrer Abundanz deutlich zu. Unter den Polychaeten dominieren der Blindwurm *Nephtys caeca*, *Scoloplos armiger* und *Aricidea suecica*.

Zu den für den LRT „Sandbänke“ als lebensraumtypisch eingestuften Fischarten zählen die Sandaale (Kleiner Sandaal, Tobiasfisch, Großer Sandaal), die den LRT als Aufenthalts-, Überwinterungs- und Laichgebiet nutzen und in den mittelsandigen Sedimenten am häufigsten vorkommen. Sandaale verbringen die Nächte und den größten Teil des Winterhalbjahres 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 (Muus & Nielsen 1999). Sandaale fressen als Jungfische zunächst Copepoden, Polychaeten sowie Fischeier- und –larven. Als Adulte jagen sie auch Fische, wie kleine Heringe. Der Große Sandaal ist zudem als Räuber bekannt, der auch die Schwärme des Kleinen Sandaals verfolgt.

Tab. 5: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Sandbänke.
x: Nachweis im Gebiet vorhanden bzw. Nachweis vorhanden und Art gleichzeitig lebensraumtypisch (nur Seevögel)

Wissenschaftliche Artbezeichnung	**Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)**	**NSG „Fehmarnbelt“**	**NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich II**	**NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich III**	**Schutz- und Gefährdungs-status[28]**
Aktuell nachgewiesene charakteristische Arten des Makrozoobenthos (nach Darr et al. 2014)					
Abra alba	Kleine Pfeffermuschel	x			
Aricidea spp.		x			
Astarte borealis	Nördliche Astarte	x			
Bathyporeia pilosa	Sandflohkrebs		x	x	
Bathyporeia spp.	Sandflohkrebse	x			
Cerastoderma glaucum	Lagunen-Herzmuschel		x	x	
Chaetozone setosa		x			
Crangon crangon	Nordseegarnele	x	x	x	
Crassicorophium crassicorne		x			
Dipolydora quadrilobata		x			
Echinocyamus pusillus	Zwergseeigel	x			
Ecrobia (= Hydrobia) ventrosa	Bauchige Wattschnecke			x	

[28] 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 HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct (HELCOM 2013e) berücksichtigt: NT: Near Threatened; VU: vulnerable.

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“- Bereich II	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“- Bereich III	Schutz- und Gefährdungs-status[28]
Eteone longa		x			
Exogone naidina		x			
Gastrosaccus spinifer		x			
Kurtiella bidentata	Kleine Linsenmuschel	x			
Marenzelleria spp.			x	x	
Mya arenaria	Sandklaffmuschel		x	x	
Nephtys caeca		x			
Ophelia limacina		x			
Ophelia rathkei					
Parvicardium ovale	Ovale Herzmuschel	x			
Peringia (= Hydrobia) ulvae	Glatte Wattschnecke		x	x	
Pholoe spp.		x			
Phoxocephalus holbolli		x			
Polycirrus medusa		x			
Pygospio elegans		x	x	x	
Scoloplos armiger		x			
Spio goniocephala		x			
Spisula subtruncata	Gedrungene Trogmuschel	x			
Streblospio shrubsoli			x	x	
Tanaissus lilljeborgi		x			
Thracia pubescens		x			
Travisia forbesii		x			
Weitere Makrozoobenthosarten von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung[29]					
Gefährdete Arten					
Arctica islandica	Islandmuschel	x			3
Astarte montagui	Kugel-Astarte	x			3
Buccinum undatum	Wellhornschnecke	x			2
Halcampa duodecimcirrata		x			1
Macoma calcarea	Kalk-Plattmuschel	x			1 HEL-COM VU
Mya truncata	Gestutzte Klaffmuschel	x			2 HEL-COM NT
Historische Arten					
-					

[29] 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. 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 gemäß Darr et al. (2014) zählen.Weitere Erläuterungen siehe Glossar.

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“- Bereich II	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“- Bereich III	Schutz- und Gefährdungs-status[28]
Wichtige Strukturbildner					
-					
Lebensraumtypische Fischarten[30] [31] [32]					
Ammodytes marinus	Kleiner Sandaal	x	x	x	
Ammodytes tobianus	Tobiasfisch/ Kleiner Sandaal	x	x	x	
Hyperoplus lanceolatus	Großer Sandaal	x	x	x	
Lebensraumtypische Seevogelarten[32]					
Clangula hyemalis	Eisente			x	siehe Tab. 10
Melanitta nigra	Trauerente			x	
Melanitta fusca	Samtente			x	

[30] Fischarten gehen aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht in die Bewertung ein.
[31] Quellenangaben Fische: Thiel & Winkler 2007; Heesen et al. 2015; HELCOM 2013f; Winkler & Schröder 2003
[32] Die lebensraumtypischen Fisch- und Seevogelarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das in BfN (2017) beschrieben ist.

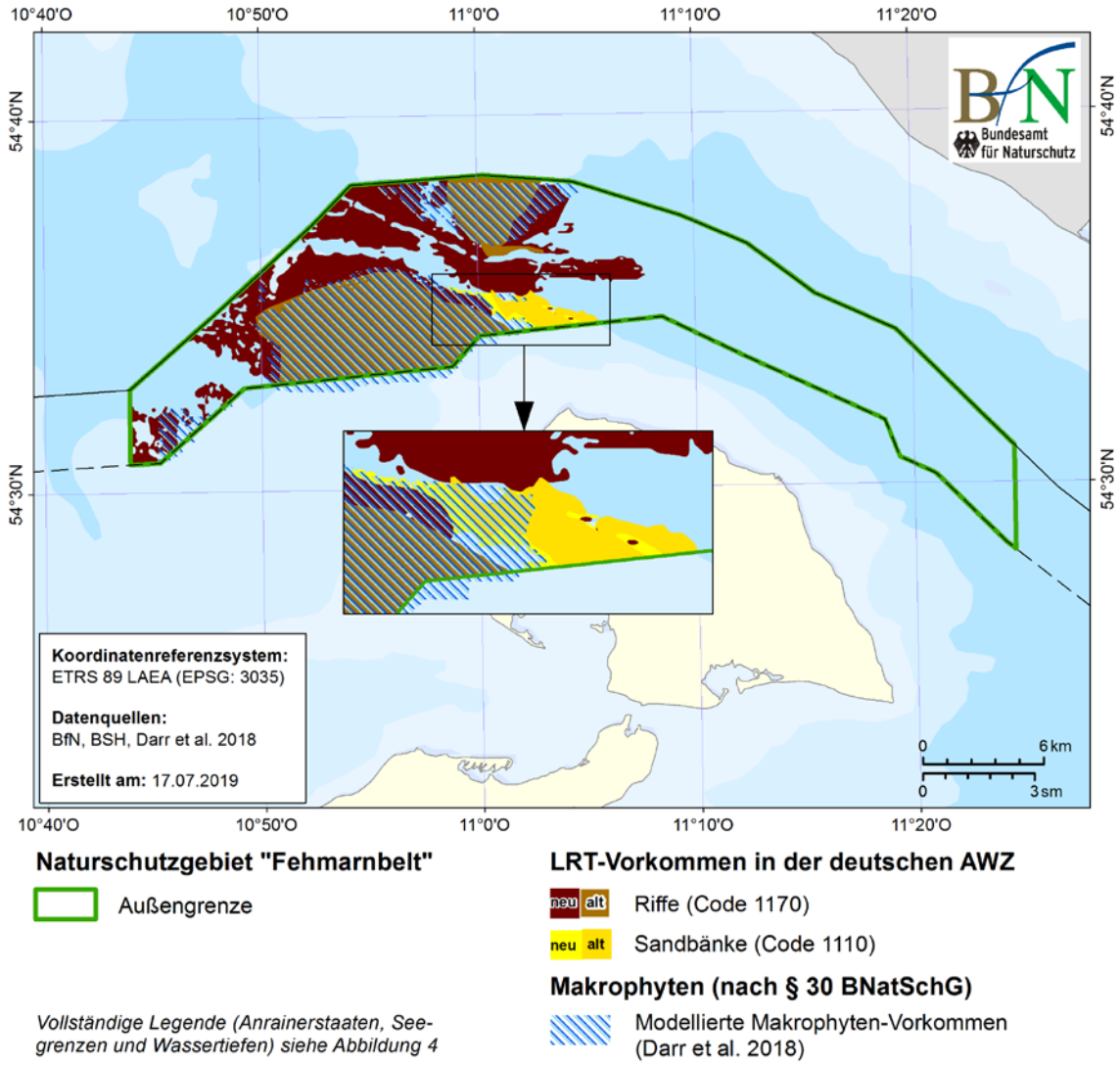


Abb. 6: Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ sowie modellierte Makrophyten-Vorkommen im NSG „Fehmarnbelt“.
In hellbraun dargestellte Riffbereiche kennzeichnen die ursprünglich an die EU gemeldete Gebietskulisse, während in dunkelbraun die neu kartierten Vorkommen verzeichnet sind. Die ursprünglich gemeldete Ausdehnung der Sandbank ist in dunkelgelb dargestellt, die neue in hellgelb.



Abb. 7: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Sandbänke“.
Oben: die Substrate im Fehmarnbelt unterschieden sich zwischen den Rippelkuppen (links) und Sohlen (rechts) deutlich
unten: driftende Miesmuscheln stellen die wichtigsten epibenthischen Strukturen der Sandbank Adlergrund (links) und der Oderbank (rechts) dar (alle Fotos: IOW)

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Verbreitung im Gebiet: Der LRT kommt im Bereich II (Adlergrund) mit 87 km² und im Bereich III (Oderbank) mit 480 km² vor und umfasst somit ca. 27 % der Fläche des Komplexgebietes (2.092 km²; Abb. 8). Der Flächenanteil im NSG am Gesamtvorkommen der AWZ der Ostsee beträgt 98 %.

Standorteigenschaften: Im Komplexgebiet befinden sich zwei Sandbänke, die sich durch ihre Größe, ihre Entstehungsgeschichte und ihre Geomorphologie deutlich voneinander unterscheiden.

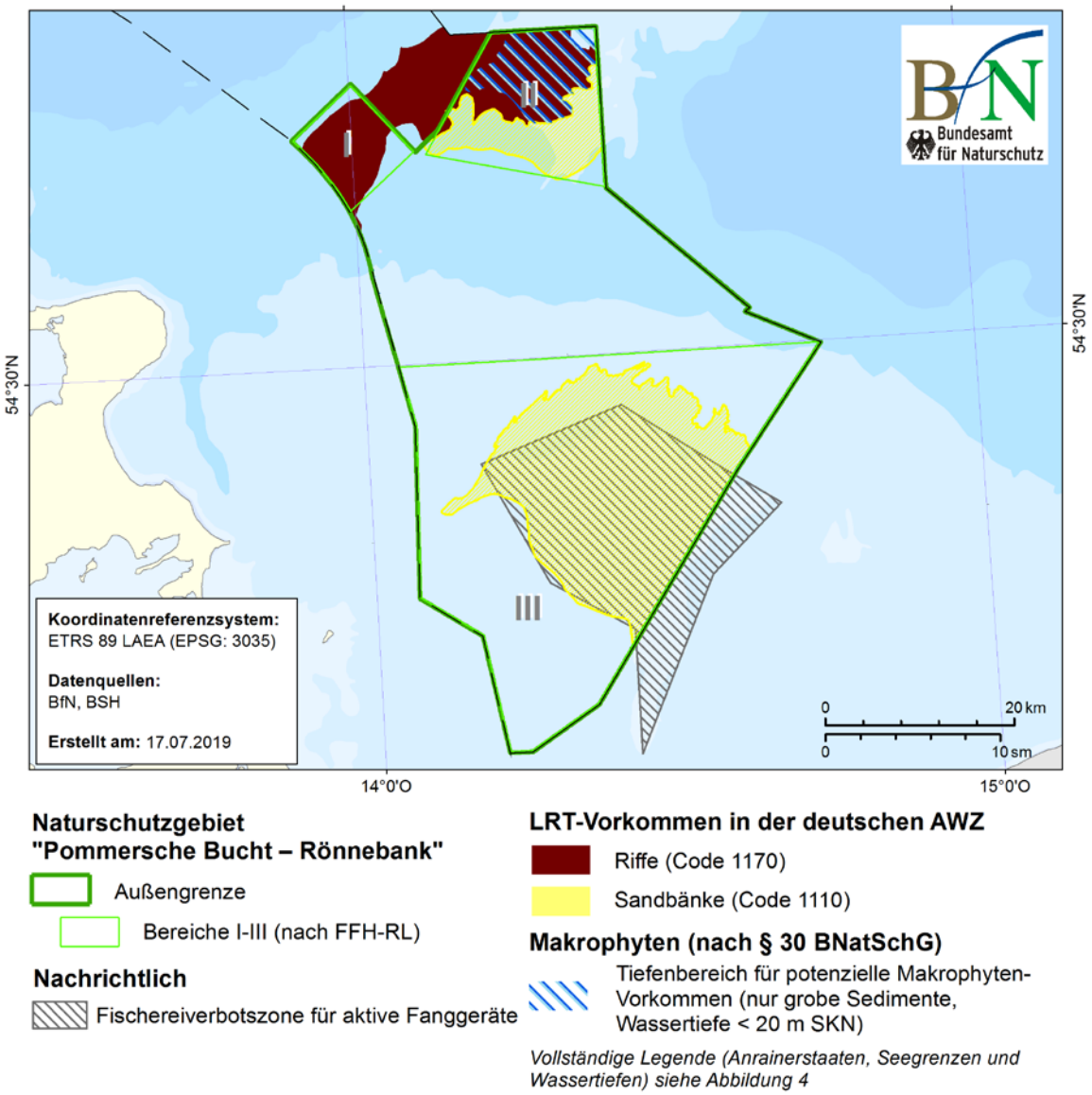


Abb. 8: Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen (LRT) „Sandbänke“ und „Riffe“ sowie Tiefenbereich für Makrophyten-Vorkommen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

Die Sandbank des **Adlergrundes (Bereich II)** bildet den südlichen Bereich der gleichnamigen Erhebung und schließt direkt an die nördlich gelegene Rifffläche an. Stellenweise reichen Ausläufer der Stein- und Blockfelder bis in die Sandbankflächen hinein und prägen dort mit ihren assoziierten Miesmuschelfeldern die Habitatstruktur. Der nordöstliche Teil der Sandbank ist durch geringe Wassertiefen von 10–15 m stark wellenexponiert. Hier wird die Sandbank durch einen kleinräumigen Wechsel von Kiesfeldern und ausgedehnten Sandflächen geprägt. Das Sediment ist zu scharfkantig zulaufenden Strömungsrippeln aufgeworfen. Im Bereich der Kiesfelder sind in den Rippeltälern Steine freigespült, die oft nicht mit epibenthischen Organismen besiedelt werden. Richtung Westen fällt der Untergrund kontinuierlich ab. In mittleren Tiefen von 15–20 m besteht das Substrat vorwiegend aus groben Sanden, die zu deutlichen, teils scharfkantig zulaufenden Strömungsrippeln aufgeworfen sind. Lokal sind Mittel- und Feinsandlinsen eingestreut.

Der westlichste Bereich ist bei Wassertiefen von 20–25 m (stellenweise bis 27 m) von homogenen Feinsanden und weniger starken Strömungsmarken geprägt.

Die **Oderbank (Bereich III)** wird von gleichförmigen Feinsanden ohne starke Strömungsmarken geprägt (mittlere Korngröße ca. 200 µm). Die Wassertiefe liegt zwischen 6,5 m und ca. 12 m. Daher schlägt die Wellenenergie hier schon bei mittleren Windstärken auf die Substratoberfläche durch und führt zu häufigen Umlagerungen der oberen Zentimeter des Sedimentes. Schluffe und organische Partikel können aufgrund der hohen Hydrodynamik auf der Oderbank nicht akkumulieren.

Lebensgemeinschaften: Trotz der hohen Substratheterogenität ist die Anzahl der Arten auf der Sandbank **Adlergrund (Bereich II)** relativ gering. Im seit 2009 durchgeführten FFH-Monitoring wurden ca. 75 Makrozoobenthos-Arten nachgewiesen, viele davon allerdings nur mit geringer Stetigkeit. Eher marine Arten wie *Abra alba* und *Corbula gibba* bleiben ebenso Ausnahmeerscheinungen wie die Ostsee-Riesenassel *Saduria entomon*. Die beiden erst genannten Muschelarten werden mit dem gelegentlich einströmenden salzreicheren Wasser eingebracht. Die Ostsee-Riesenassel wandert bei passenden vorherrschenden kühlen Temperaturen aus den tieferen, kalten Wasserschichten unterhalb der Thermohalokline in die westlichen Bereiche der Sandbank ein. Etwa 40 bis 50 Makrozoobenthosarten bilden über die wechselnden Salinitäts- und Temperaturverhältnisse stabile Populationen im Gebiet aus (Darr et al. 2014). Die Gemeinschaften der unterschiedlichen Substrattypen unterscheiden sich weniger durch das Vorkommen unterschiedlicher, hoch spezialisierter Arten, sondern viel mehr durch eine Verschiebung der Dominanz innerhalb eines nahezu identischen Arteninventars. Die interannuelle Variabilität der Gemeinschaft eines Substrattyps ist genauso groß wie der räumliche Unterschied in der Besiedlung von Kies und Grobsand sowie Feinsanden. Auf den meist in größerer Wassertiefe befindlichen Feinsanden ist die Besiedlungsdichte meist deutlich höher (2.000–10.000 Ind./m²) als in den gröberen Substraten (< 2.000 Ind./m²). Die höheren Individuenzahlen werden vorwiegend durch kurzlebige Polychaeten-Arten wie zum Beispiel *Pygospio elegans* und *Marenzelleria* spp. gestellt. Hinsichtlich der Biomasse dominieren die Muschelarten *Mya arenaria*, *Limecola balthica*[33] und *Cerastoderma glaucum,* die überall vergleichbar hohe Individuendichten erreichen. Auf den Grobsubstraten fehlen die nach Kartieranleitung (BfN 2011) für den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in der Ostsee charakteristischen Arten *Travisia forbesii* und *Ophelia* spp. (vergleiche Kapitel 3.1.3). Während *Ophelia* spp. am Adlergrund gar nicht anzutreffen ist (Zettler & Röhner 2004), weicht *T. forbesii* zumeist auf die feineren Substrate in größeren Tiefen mit höherem Salzgehalt aus (Zettler et al. 2013).

Die benthische Gemeinschaft der **Oderbank (Bereich III)** ist aufgrund des dort geringen Salzgehaltes und durch die Homogenität des Substrats natürlicherweise artenarm. Insgesamt bilden hier etwa 40 Makrozoobenthosarten stabile Bestände aus. Diese Zahl schließt die vagile Begleitfauna der Miesmuschel-Konglomerate (zum Beispiel Hydrozoa,

[33] Veraltetes Synonym: *Macoma balthica*

Bryozoa, *Gammarus* spp., *Idotea* spp.) bereits mit ein. Die Zahl der pro Quadratmeter anzutreffenden Arten ist mit 15–25 über das gesamte Gebiet recht konstant (Darr et al. 2014). Auch die Zusammensetzung der Arten variiert nur wenig. Rund ein Drittel der vorkommenden Arten konnte im bisherigen Monitoring an jeder Station nachgewiesen werden. Die dominanten Arten sind die Amphipodenart *Bathyporeia pilosa*, die Schneckenart *Peringia ulvae* sowie die Polychaetenarten *Pygospio elegans* und *Marenzelleria viridis*. Die Biomasse wird von den Muschelarten *Mya arenaria*, *Limecola balthica* und *Cerastoderma glaucum* dominiert.

Die Fischfauna der Sandbänke Adlergrund (Bereich II) und Oderbank (Bereich III) weist eine für Sandbänke in diesem Teil der Ostsee typische Artenzusammensetzung auf. Zu den strukturbestimmenden, dominanten Fischarten gehören unter anderen die lebensraumtypischen Fischarten Großer Sandaal (*Hyperoplus lanceolatus*) und Kleiner Sandaal (*Ammodytes tobianus*) (Thiel & Winkler 2007; Rau et al. 2019). Darüber hinaus treten gelegentlich brackwassertolerante Süßwasserfische einschließlich der Finte auf der Oderbank auf, die das NSG als Nahrungsgebiet nutzen (vergleiche Kapitel 3.1.1). Von den häufigen Fischarten im LRT „Sandbänke“ werden nur wenige als lebensraumtypische Fischarten eingestuft (vergleiche Tab. 5, Erläuterungen siehe NSG „Fehmarnbelt“), da die meisten Fischarten in der Ostsee weit verbreitet sind und keine erhöhten Vorkommen im LRT „Sandbänke“ aufweisen. Zu berücksichtigen ist, dass knapp 75 % des LRT „Sandbänke“ im NSG zu der Fischereiverbotszone (siehe Abb. 8) gehören.

3.1.1.3 Ökologische Funktionen

Das Megarippelfeld im **NSG „Fehmarnbelt“** umfasst zwar nur eine relativ kleine Fläche, stellt aber eine besondere geomorphologische Struktur in der deutschen Ostsee dar. Die kleinräumige Verzahnung verschiedener Substrate in Luv und Lee der Rippelstrukturen bietet verschiedenen makrobenthischen Gemeinschaften Lebensraum, so dass die lokale Artenvielfalt besonders hoch ist. Rund 250 Taxa wurden bislang im Monitoring nachgewiesen. Dazu zählen neben zahlreichen Polychaeten- und Krebsarten lokal auch langlebige und teils gefährdete Muschelarten wie *Astarte* spp., *Mya truncata* und *Macoma calcarea*. Die Sandbank ist stets wellenexponiert und damit vor Sauerstoffmangel-Ereignissen weitgehend geschützt, hat aber andererseits aufgrund ihrer Tiefenzonierung Zugang zu permanent salzreichem Tiefenwasser. Sie bildet daher einen bedeutenden Refugialraum für zahlreiche speziell an Grobsubstrate (§ 30 BNatSchG KGS) angepasste und auch geschützte Arten. Sie dient als Ausgangspunkt für die Wiederbesiedlung umliegender Sandbänke und Gebiete der Schorre bis hin zur Darßer Schwelle durch benthische Arten und bodenlebende Fische (zum Beispiel Sandaale) und ist ein wesentlicher Trittstein zur Vernetzung benthischer Arten der mittel- bis grobsandigen Lebensräume der deutschen Ostsee.

Die Anzahl benthischer Arten der beiden Sandbänke im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ist deutlich geringer als im Fehmarnbelt. Dennoch haben auch die Sandbänke am Adlergrund (Bereich II) und die Oderbank (Bereich III) bedeutende ökologische

Funktionen, allerdings für andere benthische Arten als im Fehmarnbelt. Beide Bereiche bilden Rückzugsräume für benthische Wirbellose, die zur raschen Wiederbesiedlung umliegender Gebiete in größerer Wassertiefe nach möglichen Sauerstoffmangelsituationen dienen können. Die stellenweise hohe benthische Biomasse gekoppelt mit den geringen Wassertiefen und der im Vergleich zu den küstennahen Gebieten geringen anthropogenen Störung macht beide Gebiete zu überregional bedeutsamen Nahrungsgründen für benthophage Seevögel und Fische (vor allem Plattfische). Für letztere ist insbesondere die Bedeutung der 6–12 m flachen Oderbank hervorzuheben.

3.1.1.4 Soll-Zustände

NSG „Fehmarnbelt“

Das Megarippelfeld im NSG „Fehmarnbelt“ ist mit ca. 6 km² Fläche und einem Anteil von ca. 2 % an der Schutzgebietsfläche die mit Abstand kleinste Sandbank in der deutschen AWZ der Ostsee. Sie ist die einzige Sandbank in der AWZ westlich der Darßer Schwelle und damit die einzige Sandbank in der deutschen Ostsee mit einem permanenten Einfluss salzreichen Wassers. Darüber hinaus ist sie in ihrer geomorphologischen Ausprägung mit dem kleinräumigen Wechsel verschiedener Substrate und den mit diesen Substraten assoziierten Gemeinschaften einzigartig und bildet einen wichtigen Rückzugsraum und Trittstein vor allem für marin-euryhaline Arten der stark spezialisierten Gemeinschaften der Grobsubstrate, die bei entsprechender Ausprägung dem Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) zugerechnet werden. **Daraus ergibt sich eine besonders hohe Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRT „Sandbänke“ und somit ein Soll-Zustand (A).**

Die besondere Bedeutung der Sandbank im NSG „Fehmarnbelt“ wird auch durch die formulierten Schutzziele nach § 3 Abs. 1, 3 und 4 NSGFmbV hervorgehoben. So soll 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.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II und III)

Im Schutzgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ finden sich zwei der drei in der deutschen Ostsee-AWZ gemeldeten Vorkommen des LRT „Sandbänke“ – im Bereich II die Sandbank „Adlergrund“ mit einer Fläche von 86 km² und im Bereich III die Sandbank „Oderbank“ mit einer Fläche von 480 km².

Die Sandbank „Adlergrund“ im Bereich II ist durch einen kleinräumigen Wechsel von verschiedenen Sanden mit mosaikförmig eingestreuten Kieslinsen geprägt. Stellenweise strahlen Hartbodenstrukturen aus den benachbarten Riffgebieten in die Sandbank aus.

Die benthischen Gemeinschaften sind aufgrund des geringen Salzgehalts trotz der hohen Substratdiversität natürlicherweise relativ artenarm. Eine separate, hoch spezialisierte Gemeinschaft der Grobsubstrate ist nicht ausgebildet, es dominieren Ubiquisten. Trotzdem hat die Sandbank eine besondere Funktion (hohe Bedeutung) als Rast- und Nahrungsstätte für Seevögel, die dieses Gebiet aufgrund der geringen Wassertiefe aufsuchen. Teile der Sandbank am Adlergrund wurden früher (zum Teil vor Ausweisung des FFH-Gebietes) zur Rohstoffgewinnung von Sand und Kies genutzt und liegen innerhalb der dort ausgewiesenen Bewilligungsfelder (Kapitel 4.2.8.2). Darüber hinaus wurde für den LRT „Sandbänke“ im Adlergrund ein **Ist-Zustand** von **(A)** festgestellt (vergleiche Kapitel 3.1.1.5). **Aufgrund des Verschlechterungsverbots (Art. 6 Abs. 2 FFH-RL, vergleiche auch BfN (2017)) ist daher der Soll-Zustand für den Bereich II im Komplexgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf (A) festzulegen.**

Die Sandbank „Oderbank“ im Bereich III hat als Lebensraum für Fische, insbesondere für die lebensraumtypischen Fischarten wie Kleine und Große Sandaale, aber auch als Rast- und Überwinterungsquartier für zahlreiche Seevogelarten, insbesondere für Seetaucher (*Gavia arctica* und *G. stellata*) sowie Ohrentaucher (*Podiceps auritus*), eine **besonders hohe überregionale Bedeutung. Daraus ergibt sich der Soll-Zustand von (A) für den LRT „Sandbänke“ in Bereich III.**

Die besondere Bedeutung der „Oderbank“ wird auch durch die formulierten Schutzziele nach § 6 Abs. 2 NSGPBRV hervorgehoben. So soll im Bereich III des Schutzgebietes die Funktion des LRT „Sandbänke“ als Nahrungshabitat für Vögel, marine Säugtiere und Fische erhalten bzw. wiederhergestellt werden.

3.1.1.5 Ist-Zustände und Defizite

Die nachfolgende Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Sandbänke“ basiert auf der nationalen Bewertung gemäß Art. 17 FFH-RL für die Berichtsperiode 2013 bis 2018 (Erläuterungen in Darr et al. 2018).

NSG „Fehmarnbelt“

Hauptbelastung der Sandbank im NSG „Fehmarnbelt“ ist die anthropogen bedingte Eutrophierung, die sich aber auch hier nur in den unteren Hanglagen hin zur Fehmarnbelt-Rinne bemerkbar macht (Darr & Zettler 2009; Darr & Zettler 2011; Darr et al. 2018). Der Glühverlust liegt dem entsprechend verbreitet unterhalb der Schwelle für den Erhaltungsgrad (A) (< 0,3 %). Das Substrat als wichtige Grundlage für die benthischen Lebensgemeinschaften ist daher zwar lokal verändert, das Kriterium „**Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** ist trotzdem mit **(A)** zu bewerten. Infolgedessen ist auch das lebensraumtypische Arteninventar verbreitet fast vollständig vorhanden. Lediglich in den unteren Hanglagen sind lokal Abweichungen davon festzustellen, so dass die Sandbank in ihrer Gesamtbetrachtung auch hinsichtlich der „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“** mit **(A)** zu bewerten ist. Neben der Eutrophierung wurde in der FFH-Bewertung die Belastung mit Schadstoffen als weitere anthropo-

gene **„Beeinträchtigung“** festgestellt. Beide Beeinträchtigungen werden als mäßig eingestuft und somit insgesamt mit **(B)** bewertet. Der Effekt der Schifffahrt auf dieses natürlicherweise hoch dynamische System ist unbekannt. Die im Schutzgebiet auftretende grundberührende Fischerei (siehe Kapitel 4.2.1.2), findet auf Flächen des LRT „Sandbank“ in geringem Umfang statt (von Dorrien 2018). Die Gesamtbewertung durch Aggregation der drei Kriterien (A-A-B) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (A)** (BfN 2017).

Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt für den LRT „Sandbänke“ im NSG „Fehmarnbelt“ ein **kein Defizit (0)**.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II und III)

Die Sandbank „Adlergrund“ im **Bereich II** des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist weniger von den Auswirkungen der Eutrophierung belastet als die umliegenden tieferen Bereiche des Seegebietes, da hier aufgrund der exponierten Lage weniger organisches Material akkumulieren kann. Damit ist auch die organische Belastung der Substrate als wichtigstes Unterkriterium zur Bewertung der Habitatstrukturen gering (Glühverlust verbreitet < 0,3 %, Maximum 0,32 %). Eine Veränderung der Habitatstrukturen (Unterkriterium Hydrologie und Morphologie) erfolgte möglicherweise zum einen durch die im Schutzgebiet in mäßigen Umfang auftretende grundberührende Fischerei, zum anderen lokal durch früheren Sand- und Kiesabbau (nicht mehr nachweisbar). Die möglichen Veränderungen heben sich jedoch nicht signifikant von der zeitlichen und räumlichen Variabilität ab, so dass die „**Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** entsprechend des aktuellen FFH-Berichtes (Berichtszeitraum 2013–2018) ebenso mit **(A)** zu bewerten ist wie die „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“**. Die Gemeinschaften in der eigentlichen Ostsee zeichnen sich durch einen hohen Anteil an Ubiquisten aus, das heißt Änderungen im Substrat führen vorwiegend zu einer Verschiebung der Dominanzstruktur. Ein vollständiger Artenverlust folgt dagegen erst bei sehr starken Störungen. Lokale Unterschiede in der Dominanzstruktur wurden im Monitoring zwar beobachtet, an nahezu allen Stationen wurde jedoch das charakteristische Arteninventar vollständig angetroffen (8 von 8 Arten). Aufgrund der mäßigen Eutrophierungsbelastung aber bestehender Fischereibelastung durch bodenberührende Fanggeräte sind die „**anthropogenen Beeinträchtigungen**“ mit (B) zu bewerten. Die Gesamtbewertung durch Aggregation der drei Kriterien (A-A-B) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (A)** (BfN 2017). Da der Soll-Zustand auf (A) festgelegt wurde, ergibt sich **kein Defizit (0)** im **Bereich II**.

Auch die benthischen Gemeinschaften der Sandbank „Oderbank“ im **Bereich III** des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind aufgrund der dort vorkommenden homogenen Feinsande und der vorherrschenden Salinität natürlicherweise artenarm. Die Oderbank ist relativ flach und bleibt damit von den negativen Auswirkungen der Eutrophierung (Aggregation von organischem Material, Sauerstoffmangel) weitgehend unbeeinflusst (Glühverlust grundsätzlich < 0,3 %). Auch physische Beeinträchtigungen wurden in der FFH-

Bewertung nicht festgestellt. Die Kriterien **„Vollständigkeit des lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** und **„Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“** werden daher mit **(A)** bewertet. Lokal ist als Folge der Eutrophierung eine Zunahme driftender Miesmuschel-Konglomerate und temporär eine Aggregation driftender Algenmatten zu erkennen, welche die natürliche Gemeinschaft überprägen. Schifffahrt findet im Bereich des LRT „Sandbänke“ aufgrund der geringen Wassertiefen kaum statt. Aufgrund des für große Teil des LRT „Sandbänke“ geltenden Fischereiverbotes wird von bodenberührender Fischerei nur in äußersten Randlagen und in geringem Umfang ausgegangen. Daher wird das Kriterium **„anthropogene Beeinträchtigungen“** mit **(B)** bewertet. Die Gesamtbewertung durch Aggregation der drei Kriterien (A-A-B) resultiert gemäß LANA (2001) im **Ist-Zustand (A)** (BfN 2017). Somit liegt auch im **Bereich III kein Defizit (0)** für den LRT „Sandbänke“ vor, so dass auch für das gesamte **Komplexgebiet kein Defizit (0)** für den LRT festzustellen ist.

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 der küstenfernen Meeresgebiete der Ostsee zählen Miesmuschelbänke.

3.1.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Ostsee sind schützenswerte Riffe ebenso wie in den Küstengewässern von der Kieler Bucht bis zur Pommerschen Bucht anzutreffen. Das größte zusammenhängende Riffgebiet in der AWZ stellt die Rönnebank zusammen mit dem Adlergrund dar. Beide Gebiete gehören zum NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Komplexgebiet). Weitere bedeutende Riffe sind in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ zu finden (Abb. 5). Weitere Riffe außerhalb der Schutzgebiete finden sich in der Kieler Bucht, am „Kriegers Flak“ (Nordwest-Rand des Arkonabeckens und im zentralen Arkonabecken (Beisiegel et al. 2019).

NSG „Fehmarnbelt“

Verbreitung im Gebiet: Der LRT „Riffe“ konzentriert sich im NSG „Fehmarnbelt“ auf die zentralen und westlichen Bereiche und besitzt eine Gesamtfläche von ca. 114 km² sowie einem Anteil von etwa 41 % an der Schutzgebietsfläche von insgesamt 280 km² (Abb. 6). Der Flächenanteil im NSG am Gesamtvorkommen der AWZ der Ostsee beträgt 28 %. Durch intensive Untersuchungen im Rahmen der vom BfN geförderten Biotopkartierung

musste die Dimension der Ausdehnung der Riffflächen gegenüber der ursprünglich an die EU gemeldete Gebietskulisse erweitert werden (Abb. 6). Diese neuen Erkenntnisse konnten im bisherigen FFH-Monitoring noch nicht berücksichtigt werden, so dass sich die Bewertung des Ist-Zustands vorwiegend auf die ursprünglich gemeldeten Riffflächen bezieht.

Standorteigenschaften: Die Struktur der Riffe im NSG „Fehmarnbelt“ ist sehr heterogen, wird aber vorwiegend durch glaziale Restsedimente geprägt. Es dominieren lockere Stein- und Blockfelder, lokal sind jedoch teils dichte Blockpackungen ausgebildet (Abb. 9). Zwischen den Blöcken reicht das Substrat von verschiedenen Sanden und Kiesen bis hin zu Grobkies sowie faustgroßen Steinen. In den tiefer gelegenen Hanglagen akkumulieren Schluffe. In verschiedenen Tiefenstufen steht lokal Geschiebemergel an der Substratoberfläche an und Schalen der Islandmuschel *Arctica islandica* bilden kleinräumige Schillfelder. Kiese, Grobsande und Schillfelder sind innerhalb der LRT-Flächen nach Kartieranleitung (BfN 2011) zum Teil als Flächen des nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ einzustufen (Kapitel 3.1.3.2).

Lebensgemeinschaften: Die Hartböden werden von epibenthischen Strukturbildnern und ihrer artenreichen mobilen Begleitfauna besiedelt. In den flachen Bereichen bis etwa 20 m Wassertiefe dominieren auf größeren Steinen und Blöcken mehrjährige, blättrige Rotalgen wie *Delesseria sanguinea*. Diese Ausprägung entspricht gleichzeitig dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“. In tieferen Zonen überwiegen auf diesem Substrat verschiedene zoobenthische strukturbildende Arten wie *Haliclona oculata* oder *Flustra* spp., lokal auch Seenelken (*Metridium dianthus*). Auf kleineren Steinen und Muschelschalen siedeln vorwiegend fädige Algen oder Seescheiden wie *Dendrodoa grossularia*, *Ciona intestinalis* sowie andere kleinere zoobenthische Arten. Die endobenthischen Gemeinschaften der Sand-, Grobsand- und Kiessubstrate unterscheiden sich in ihrer Zusammensetzung zwischen den einzelnen Substrattypen analog zur Sandbank (vergleiche Kapitel 3.1.1.2) teils deutlich. Besonders die Gemeinschaft der Grobsande und Kiese ist mit einer Vielzahl langlebiger und gefährdeter Arten ausgestattet (vergleiche Kapitel 3.1.3.2 und 3.2, Tab. 6). Pro Quadratmeter wurden hier verbreitet 80–100 makrobenthische Arten nachgewiesen (Darr et al. 2016). Insgesamt wurden im Monitoring bisher mehr als 300 Arten in den Riffen im NSG „Fehmarnbelt“ beobachtet.

Zu den lebensraumtypischen Fischarten zählen Klippenbarsch (*Ctenolabrus rupestris*), Seehase (*Cyclopterus lumpus*), Dorsch (*Gadus morhua*), Schwarzgrundel (*Gobius niger*), Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*) und Aalmutter (*Zoarces viviparus*) (Tab. 6). Da zu den lebensraumtypischen Fischarten bisher keine schutzgebietspezifischen Daten vorliegen, erfolgt eine gebietsübergreifende Beschreibung auf Basis allgemeiner Angaben aus der Literatur.

Klippenbarsche leben im Bereich von Felsen, Steinblöcken, Tang- und Seegraswiesen in Tiefen von bis zu 20 m, ältere Tiere auch in Tiefen bis 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 vor allem im LRT „Riffe“ auf.

Der Seehase lebt gewöhnlich auf hartem und steinigem Untergrund in 20 bis 200 m Tiefe, bisweilen aber auch pelagisch im offenen Meer. Die Bauchflossen sind bei dieser Art zu einer großen Saugscheibe umgewandelt und dienen zum Ansaugen an den Untergrund. Der Seehase nutzt den LRT „Riffe“ als Aufwuchs- und Laichhabitat. In den Monaten von Februar bis Mai laicht das Weibchen gelbrote Eier von 2,5 mm Durchmesser auf steinige Böden oder Algengürtel ab. Nach einigen Wochen schlüpfen die 6–7 mm langen, kaulquappenähnlichen Larven, die, bis sie die Gestalt der Elterntiere angenommen haben, oft angesaugt an Algen im LRT zu beobachten sind (Muus & Nielsen 1999).

Beim Dorsch sind es auch die Jungfische, die typisch für den LRT „Riffe“ sind. Untersuchungen haben gezeigt, dass die jungen Dorsche bevorzugt in komplexen Biotopen mit Steinen oder Felsen leben, da diese Versteckmöglichkeiten zum Schutz vor Raubfeinden bieten (Gotceitas & Brown 1992; Gregory et al. 1997; Kristensen et al. 2017). Der LRT „Riffe“ wird somit von den Jungfischen als Aufwuchsgebiet genutzt.

Auch die Schwarzgrundel nutzt den LRT „Riffe“ als Laichhabitat. Zur Laichzeit von März bis November sucht das Weibchen Steine, Felsen, Algen oder Aufwuchs auf und heftet zwischen 700–2.000 Eier an deren Unterseite. Analog zum Seeskorpion bewacht das Männchen solange die abgelegten Eier, bis die Larven geschlüpft sind (Muus & Nielsen 1999; Heessen et al. 2015). Die frisch geschlüpften ca. 3 mm großen Larven leben zunächst pelagisch und gehen ab einer Länge von 9 mm zum Bodenleben über.

Der besonders standorttreue Seeskorpion nutzt den LRT „Riffe“ als Laichhabitat (Muus & Nielsen 1999). Zur Laichzeit von Dezember bis März sucht das Weibchen Bereiche von Hartsubstraten auf und legt bis zu 2.500 Eier in Klumpen zwischen Felsspalten ab, die vom Männchen solange bewacht werden, bis die 5 bis 8 mm langen Larven nach 5 Wochen schlüpfen. Die pelagisch lebenden Jungfische gehen mit einer Länge von ungefähr 20 mm zum Bodenleben über (Muus & Nielsen 1999; Henderson 2014).

Für die Aalmutter dient der LRT „Riffe“ vor allem als Nahrungsgebiet. Dieser vorwiegend benthische Räuber ernährt sich von Crustaceen, Polychaeten und Gastropoden, gelegentlich werden aber auch Fischeier und -larven gefressen (Muus & Nielsen 1999; Henderson 2014). Die Aalmutter ist lebendgebärend und besonders ortstreu. Die Paarung findet im August und September statt. Die Befruchtung der Eier erfolgt im Inneren des Körpers. Nach etwa 4 Monaten werden 30–400 vollentwickelte Junge von 35–55 mm Länge geboren, die sofort zum Bodenleben übergehen (Muus & Nielsen 1999).

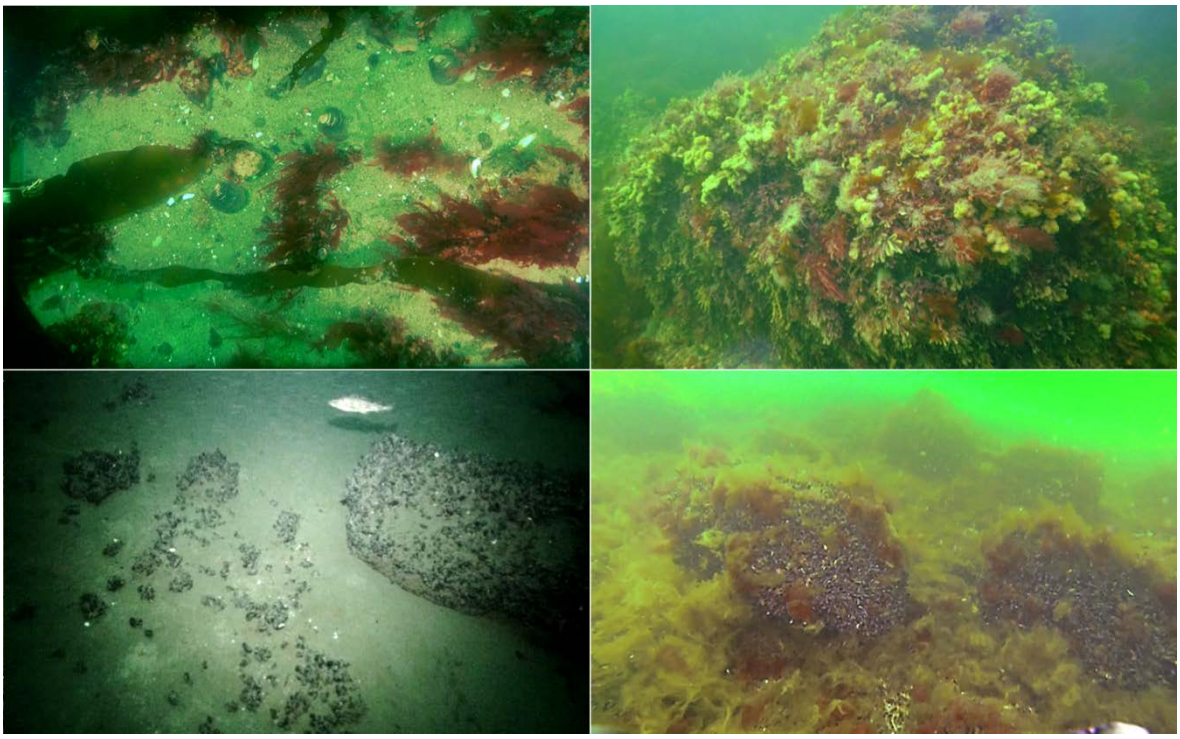


Abb. 9: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“
oben: NSG „Fehmarnbelt“ – Bereiche mit lockerer Steinbedeckung (links) wechseln mit Bereichen mit dichter Steinbelegung und Blöcken (rechts).
unten: Die Miesmuscheln im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden in größeren Tiefen mit organischen Schwebstoffen (links) und in flacheren Bereichen mit Algenmatten (rechts) überlagert (Fotos: IOW).

Tab. 6: Gebietsspezifische Liste charakteristischer Makrozoobenthosarten, lebensraumtypischer Fisch- und Seevogelarten sowie weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung für Riffe.
x: Nachweis im Gebiet vorhanden bzw. Nachweis vorhanden und Art gleichzeitig lebensraumtypisch (nur Seevögel)

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich I	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich II	Schutz- und Gefährdungs-status[34]
Aktuell nachgewiesene charakteristische Arten des Makrozoobenthos (nach Darr et al. 2014)						
Acanthodoris pilosa	Weichwarzige Sternschnecke	x	x			
Actinia equina	Pferdeaktinie	x				
Alcyonidium polyoum			x	x	x	
Ampithoe rubricata		x				
Ancula gibbosa		x				
Apherusa bispinosa		x				
Balanidae	Seepocken	x	x	x	x	
Bittium reticulatum	Gitterschnecke	x				
Buccinum undatum	Wellhornschnecke	x				2
Calliopius laeviusculus					x	
Callopora lineata		x	x	x	x	
Caprella spp.	Gespensterkrebs	x				
Carcinus maenas	Strandkrabbe	x				
Cheirocratus sundevalli		x				
Ciona intestinalis	Schlauchseescheide	x				
Clava multicornis				x	x	
Dendrodoa grossularia	Tangbeere	x	x			
Dexamine spinosa		x				
Edwardsia sp.		x	x			
Electridae			x	x	x	
Escharella immersa		x				
Eucratea loricata	Paarzweig-Moostierchen	x	x	x		
Fabricia stellaris				x	x	
Farrella repens		x	x			
Flabelligera affinis		x				
Flustra spp.	Blätter-Moostierchen	x				
Gammarellus homari		x				
Gammarus oceanicus			x	x	x	
Gammarus salinus			x	x	x	
Gammarus zaddachi				x	x	

[34] 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 HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct (HELCOM 2013e) berücksichtigt: NT: Near Threatened; VU: vulnerable.

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich I	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich II	Schutz- und Gefährdungs-status[34]
Halcampa duodecimcirrata		x				1
Halichondria panicea	Brotkrumen-schwamm	x	x			
Haliclona oculata	Geweih-schwamm	x	x			
Halisarca dujardini	Gallertschwamm	x	x			
Harmothoe imbricata	Gemeiner Schuppenwurm	x	x			
Hartlaubella gelatinosa		x	x	x	x	
Idotea spp.		x	x	x	x	
Jaera albifrons			x	x	x	
Lacuna spp.		x				
Lepidochitona cinerea		x				3
Leucosolenia sp.		x				
Littorina littorea		x				
Melita palmata					x	
Metridium dianthus	Seenelke	x	x			
Microdeutopus gryllotalpa		x	x	x	x	
Molgula manhattensis		x	x			
Monophorus perversus		x				
Monocorophium insidiosum		x				
Musculus discors	Grüne Bohnenmuschel	x				
Musculus niger	Schwarze Bohnenmuschel	x				
Musculus subpictus	Marmorierte Bohnenmuschel	x				
Mytilus edulis	Miesmuschel	x	x	x	x	
Neptunea antiqua	Spindelschnecke	x				
Nereimyra punctata		x	x			
Nereis pelagica		x	x			
Onchidoris muricata	Blassgraue Sternschnecke	x				
Onoba semicostata	Halbgerippte Kleinschnecke	x				
Pariambus typicus		x				
Phtisica marina		x				
Praunus spp.		x	x		x	
Psammechinus miliaris	Strand-Seeigel	x				
Pusillina inconspicua		x				
Pycnogonida	Asselspinnen	x	x			
Saduria entomon	Ostsee-Riesenassel			x		
Sertularia cupressina	Zypressenmoos	x	x			
Spirorbis spp.		x				
Streptosyllis websteri		x				
Theodoxus fluviatilis	Brackwasser-Kahnschnecke				x	
Urticina felina		x				G

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich I	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich II	Schutz- und Gefähr-dungs-status[34]
Aktuell nachgewiesene charakteristische Arten des Makrophytobenthos (nach Darr et al. (2018))						
Coccotylus truncatus	Gestieltes Rotblatt	x	x		x	
Delesseria sanguinea	Blutroter Seeampfer	x	x			
Furcellaria lumbricalis	Gabeltang	x	x		x	
Phycodrys rubens	Roter Eichentang	x	x			
Fucus serratus	Sägetang				x	
Saccharina latissima	Zuckertang	x	x			
Weitere Makrozoobenthosarten mit besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung[35]						
Gefährdete Arten						
Amauropsis islandica	Isländische Bohrschnecke	x				2 HELCOM NT
Astarte montagui	Kugel-Astarte	x	x			3
Doto coronata	Doto	x				3
Halitholus yoldiaarcticae		x	x	x		3
Macoma calcarea	Kalk-Plattmuschel	x				1 HELCOM VU
Mya truncata	Abgestutzte Klaffmuschel	x				2 HELCOM NT
Historische Arten						
-						
Lebensraumtypische Fischarten[31] [36] [37]						
Ctenolabrus rupestris	Klippenbarsch	x	x		x	
Cyclopterus lumpus	Seehase	x	x			
Gadus morhua	Dorsch	x	x	x	x	VU
Gobius niger	Schwarzgrundel	x	x	x	x	
Myoxocephalus scorpius	Seeskorpion	x	x	x	x	
Zoarces viviparus	Aalmutter	x	x	x	x	
Lebensraumtypische Seevogelarten[37]						
Clangula hyemalis	Eisente				x	siehe Tab. 10
Melanitta fusca	Samtente				x	

[35] 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. 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 gemäß Darr et al. (2014) zählen.Weitere Erläuterungen siehe Glossar.

[36] Fischarten gehen aufgrund der unzureichenden Datenlage nicht in die Bewertung ein.

[37] Die lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten wurden nach dem Vorgehen identifiziert, das in BfN (2017) beschrieben ist.

Wissenschaftliche Artbezeichnung	Deutsche Artbezeichnung (soweit vorhanden)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich I	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“-Bereich II	Schutz- und Gefähr-dungs-status[34]
Cepphus grylle	Grylleiste				x	

NSG „Kadetrinne“

Verbreitung im Gebiet: Die Riffflächen im Gebiet stellen Ausläufer der „Darßer Schwelle“ bzw. des „Gedser Rev“ dar, die von den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und Dänemarks in die deutsche AWZ hineinziehen (Abb. 11). Im NSG „Kadetrinne“ sind insgesamt fünf Teilflächen als Riffe gemeldet, die zusammen eine Gesamtfläche von ca. 23 km² haben (Abb. 11), was einer Fläche von 23 % des Schutzgebietes entspricht. Der Flächenanteil im NSG am Gesamtvorkommen der AWZ der Ostsee beträgt ca. 5,6 %. Die Verbreitung des LRT „Riffe“ repräsentiert den derzeit aktuellen Kenntnisstand (Meldung an die EU). Im Zuge aktuell laufender Kartierungsarbeiten ist mit Anpassungen der hier dargestellten Ergebnisse zu rechnen.

Standorteigenschaften: Das NSG „Kadetrinne“ umfasst die zentralen Ausläufer der „Darßer Schwelle“ und des „Gedser Revs“. Durch Erosion entstand in der hier quer verlaufenden Geschiebemergel-Schwelle ein hochkomplexes Rinnensystem mit Wassertiefen bis zu 32 m und teils extremen Gefällen. Über dieses Rinnensystem erfolgt ein Großteil des Wasseraustauschs zwischen der Nordsee und weiter östlich gelegenen Teilen der Ostsee. Die Substratheterogenität ist aufgrund der Bodentopographie auf engstem Raum extrem hoch. Auf der Schorre und in den oberen Hanglagen prägen im Bereich der Riffflächen aufgrund der starken Strömungen grobe glaziale Restsedimente und Geschiebemergel den Meeresboden. Stellenweise erreichen Blöcke und Steine große Dichten. Dazwischen sind immer wieder größere Sandlinsen ohne Hartböden eingelagert. In den unteren Hanglagen ragen aufgrund der höheren Sedimentationsrate zumeist nur noch große Blöcke in geringer Dichte aus dem Untergrund. Es überwiegen schlickige Substrate von zumeist geringer Mächtigkeit (Darr et al. 2014; Pesch et al. 2014).

Lebensgemeinschaften: Die Lebensgemeinschaften der Hartböden im NSG „Kadetrinne“ werden von einer Sukzession entlang des Tiefengradienten geprägt (Pesch et al. 2014). In der photischen Zone bis an die 20 m-Tiefenlinie heran dominieren mehrjährige, blättrige Rotalgen wie *Delesseria sanguinea.* Diese Bereiche entsprechen potenziell in ihrer Ausprägung gleichzeitig den nach § 30 BNatSchG geschützten „Makrophytenbeständen“. Mit zunehmender Tiefe lässt der Makrophytenbewuchs nach und in Abhängigkeit von Exposition und Salzgehalt dominieren Schwämme, Hydrozoen oder Miesmuscheln die Gemeinschaft. Am Übergang der Hänge zur Talsohle sind die Hartböden meist von einer dünnen organischen Schicht bedeckt, in der nur noch Hydrozoen, kleinere Seenelken und

röhrenbauende Polychaeten siedeln. Ist die organische Auflage zu dick, werden die Hartböden nicht mehr besiedelt und das Riff ist (makro-) biologisch inaktiv (Abb. 10).

Aufgrund dieses raschen Wechsels verschiedener Lebensgemeinschaften ist die Anzahl der Arten trotz der vergleichsweise geringen Riffgröße mit rund 200 makrobenthischen Arten (Flora und Fauna inklusive Endobenthos) hoch. Zahlreiche marin-euryhaline Arten finden hier ihre Verbreitungsgrenze in der Ostsee oder bilden in der Kadetrinne die östlichsten dauerhaften Populationen aus, von denen aus auch die Lebensräume des Arkonabeckens temporär besiedelt werden. Dazu zählen beispielsweise *Saccharina latissima*, *Metridium dianthus* und andere Blumentiere, *Asterias rubens* sowie verschiedene Schwamm-Arten wie *Haliclona oculata*.



Abb. 10: Typische Aspekte des Lebensraumtyps „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“
Rotalgenaufwuchs (oben links); Miesmuscheln (oben rechts); Polychaeten und Seescheiden (unten links); Stein ohne epibenthische Besiedlung (unten rechts) (Fotos: IOW).

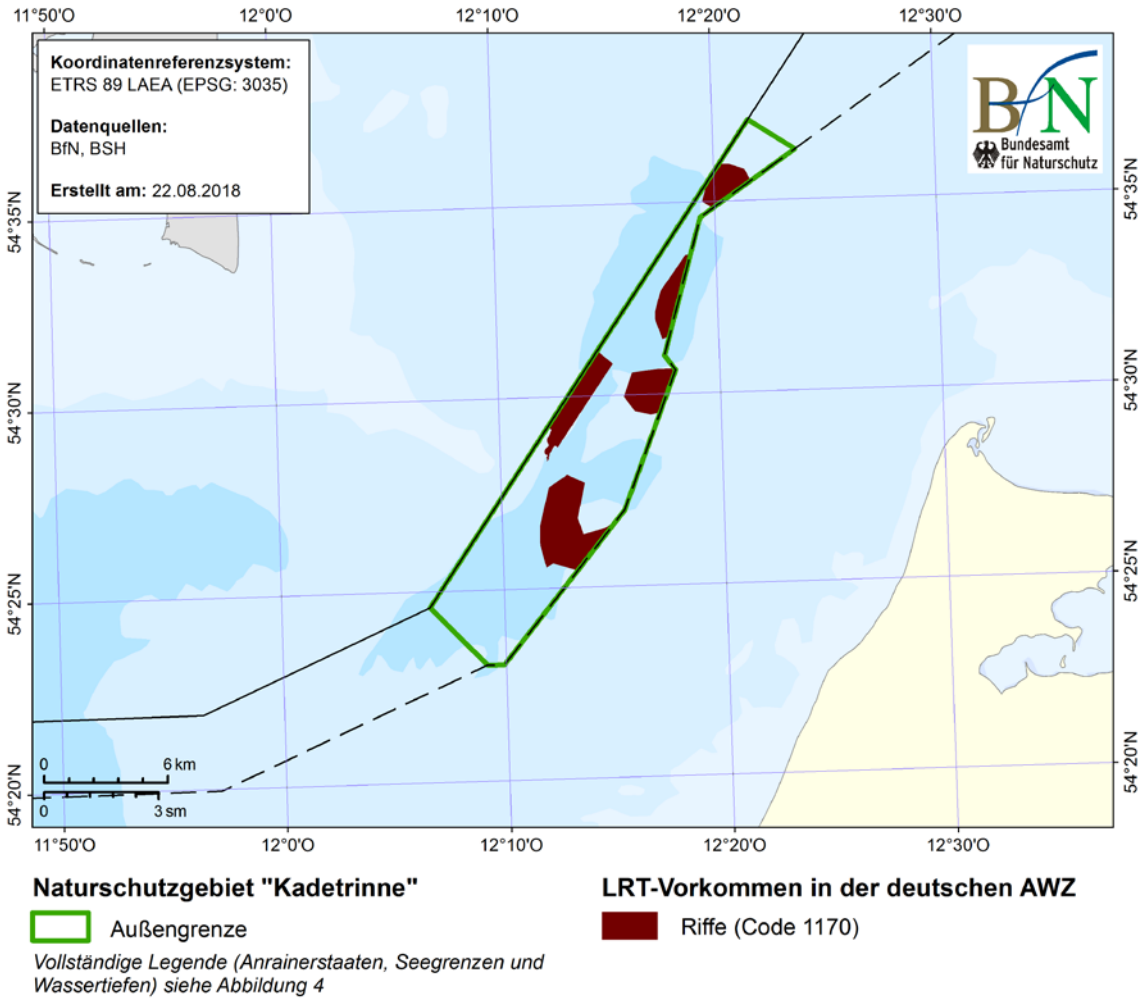


Abb. 11: Verbreitung des LRT „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“.

Charakteristische Fischarten des LRT „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“ sind Klippenbarsch (*Ctenolabrus rupestris*), Seehase (*Cyclopterus lumpus*), Dorsch (*Gadus morhua*), Schwarzgrundel (*Gobius niger*), Aalmutter (*Zoarces viviparus*) und Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*) (vergleiche Tab. 6).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Verbreitung im Gebiet: Riffe sind im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ in den Bereichen I und II gemeldet worden.[38] Die Rönnebank als markante unterseeische Struktur des Arkonabeckens mit ihrer Flachkuppe, dem Adlergrund sowie ihren nach Norden und Westen in das Arkonabecken abfallenden Hängen prägen die Bereiche I und II des NSG. Die Riffflächen haben eine Gesamtgröße von ca. 175 km² und machen damit etwa 8 % des Komplexgebietes aus (Abb. 8). Der Flächenanteil des LRT im NSG am

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

Gesamtvorkommen des LRT der AWZ der Ostsee beträgt etwa 39 %.

Standorteigenschaften: Die Hartbodengebiete im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ stellen die größten und geologisch abwechslungsreichsten Riffgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee dar. Dichte glaziale Blockwälle wechseln sich in Tiefen von 6–35 m mit anstehenden Geschiebemergel-Rücken und schlecht sortierten Restsedimenten ab. Die dichtesten Riffstrukturen sind im Bereich II zu finden (Abb. 9).

Lebensgemeinschaften: Die Hartbodengemeinschaft ist trotz des unregelmäßigen Einflusses des Tiefenwassers aufgrund des konstant niedrigen Salzgehaltes auf den unteren Hanglagen in beiden Bereichen gebietstypisch artenarm. Im Mittel werden 25–30 Makrozoobenthosarten pro Quadratmeter identifiziert. Das Gesamt-Arteninventar beträgt etwa 100 Arten (Flora und Fauna). Dominiert wird die Gemeinschaft im gesamten Tiefenbereich von Miesmuscheln (*Mytilus* spp.) und deren Begleitfauna (zumeist Amphipoden und Asseln). In flacheren Bereichen (< 20 m) kommen fädige, meist einjährige Braun- und Rotalgen hinzu, welche die Miesmuscheln saisonal teils vollständig bedecken. Lokal treten *Furcellaria lumbricalis* und *Coccotylus truncatus* sowie an den flachsten Stellen (< 8 m) *Fucus serratus* auf. Diese Bereiche stellen aufgrund ihrer Einzigartigkeit und ihrer besonderen ökologischen Funktion einen besonders wertvollen Lebensraum dar und entsprechen in ihrer Ausprägung den Kriterien für den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“. Insgesamt wurden im Rahmen des Monitorings bislang 14 Makrophyten-Taxa identifiziert. Mit weiteren Nachweisen ist zu rechnen. Das Arteninventar der Algen-Begleitfauna ist etwas artenreicher als das der Miesmuschel-Begleitfauna. Beispielsweise sind die beiden Amphipoden-Arten *Calliopius laeviusculus* und *Ampithoe rubricata* sowie die Schneckenart *Theodoxus fluviatilis* vorwiegend auf den mehrjährigen Algen vorzufinden.

Charakteristische Fischarten des LRT „Riffe“ im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind unter anderem Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*), Dorsch (*Gadus morhua*), Schwarzgrundel (*Gobius niger*) und Aalmutter (*Zoarces viviparus*) (vergleiche Tab. 6).

3.1.2.3 Ökologische Funktionen

Die Riffe im **NSG „Fehmarnbelt“** stellen die größten zusammenhängenden Hartboden-Strukturen in den küstenfernen Gebieten mit permanentem Einfluss salzreichen Wassers dar. Hartböden, verschiedene Weichsubstrate und Muschelschill bilden ein eng verzahntes Mosaik und bilden damit einen kleinräumig sehr heterogenen Lebensraum aus. Aufgrund des großen Tiefenspektrums umfasst das Gebiet mehrere biologische Zonen (Infra- und Sublitoral), deren Gemeinschaften von unterschiedlichen strukturbildenden Arten geprägt werden. Die Heterogenität des Substrats in Kombination mit dem vergleichsweise hohen mittleren Salzgehalt und dem großen Tiefengradienten führt zu einer besonders hohen Artenvielfalt (CBD 2018). Der LRT stellt für einen Großteil der in der westlichen Ostsee heimischen Wirbellosenarten ein Refugium und einen wichtigen Trittstein zur Besiedlung der östlich liegenden Gebiete dar. Die ausgedehnten Makroalgenbestände (Beisiegel et al. 2017) haben eine bedeutende regionale Funktion zur

Versorgung des Wasserkörpers mit Sauerstoff und der Bindung im Wasser gelöster Nährstoffe. Darüber hinaus stellen die Hartbodenstrukturen ein wichtiges Nahrungs- und Aufzuchtgebiet für zahlreiche Fischarten dar.

Der LRT „Riffe“ im **NSG „Kadetrinne“** beherbergt eine Vielzahl verschiedener epibenthischer Gemeinschaften, so dass er ein Refugium insbesondere für Hartbodenarten darstellt. Die Kadetrinne ist das östlichste Seegebiet, das permanent mit salzreichem Wasser versorgt wird und besitzt daher hinsichtlich der benthischen Artenvielfalt eine besondere Bedeutung. Die individuenreichen benthischen Gemeinschaften stellen eine wichtige Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen, insbesondere für benthophage Fischarten, dar.

Die Riffe im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** stellen die größten zusammenhängenden küstenfernen Hartboden-Lebensräume in der deutschen Ostsee dar. Sie sind zwar aufgrund des geringen Salzgehalts natürlicherweise artenärmer als die weiter westlich gelegenen Riffe, besitzen aber trotzdem eine besondere ökologische Bedeutung. Aufgrund ihrer Strukturvielfalt und der hohen Biomasse bieten sie einen wichtigen Lebensraum und eine Kinderstube für viele auch kommerziell genutzte Fischarten (zum Beispiel Dorsch). Die Flachgründe sind darüber hinaus von ökologischer Bedeutung als Nahrungsgebiet für Tauchenten.

Darüber hinaus besteht aufgrund der exponierten und isolierten Lage in Mitten des von Weichböden geprägten Arkonabeckens eine Bedeutung zur Vernetzung der Hartbodengemeinschaften in der Ostsee. Für *Fucus serratus* und *Furcellaria lumbricalis* stellen die Vorkommen im Bereich II die einzigen küstenfernen Bestände in diesem Seegebiet dar. Sie bilden daher einen wichtigen Trittstein im Austausch westlicher und östlicher Bestände dieser Algenarten.

3.1.2.4 Soll-Zustände

NSG „Fehmarnbelt“

Die Riffflächen im NSG „Fehmarnbelt“ umfassen eine Fläche von ca. 114 km² und haben damit einen Anteil von ca. 28 % an den Riffflächen in der deutschen AWZ der Ostsee. Gleichzeitig stellen sie die größten zusammenhängenden Riffstrukturen in küstenfernen Gebieten westlich der Darßer Schwelle dar, die sich vom küstennahen Flachwasser (12 sm-Zone) über die lichtdurchfluteten Bereiche des unteren Infralitorals bis in die lichtfreie Zone in über 30 m Wassertiefe erstreckt. Sie bilden daher einen sehr bedeutsamen Trittstein und ein essenzielles Rückzugsgebiet für rifftypische marin-euryhaline Arten und beherbergen auf engstem Raum die artenreichsten benthischen Gemeinschaften der deutschen Ostsee. Eine besonders hohe Bedeutung lässt sich auch aus dem Vorkommen der beiden räumlich mit dem LRT „Riffe“ assoziierten und nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptypen „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ sowie „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ ableiten. Die beiden genannten Biotoptypen kommen innerhalb der Riffflächen in einer für die deutsche Ostsee einmaligen Ausprägung vor und besitzen eine bedeutsame ökologische Funktion (vergleiche Kapitel 3.1.3

und 3.1.4). Darüber hinaus bieten die Riffe im NSG „Fehmarnbelt“ und die mit ihnen assoziierten Grobsubstratflächen (KGS) Lebensraum für 14 der 17 in der Ostsee-AWZ stetig vorkommenden Rote-Liste-Arten (vergleiche Kapitel 3.2).

Daraus ergibt sich eine <u>besonders hohe</u> Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRT. Der Soll-Zustand wird mit (A) festgelegt.

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzzielen verankert. So sollen nach § 3 Abs. 4 NSGFmbV die ökologische Qualität der vielgestaltigen Habitatstrukturen und deren flächenmäßiger Ausdehnung sowie die weitgehend natürliche Verbreitung, Bestandsdichte und Dynamik der Populationen der charakteristischen Arten und der natürlichen Ausprägung ihrer Lebensgemeinschaften erhalten werden. Ferner wird der Erhalt der Funktion des LRT als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch die benthischen Arten und Lebensgemeinschaften gefordert.

NSG „Kadetrinne“

Die Riffe im NSG „Kadetrinne“ sind ein seeseitiger Ausläufer eines größeren Riffkomplexes der Darßer Schwelle, dessen deutlich größerer Anteil sich im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns befindet. Auch in Relation zu den anderen küstenfernen Riffflächen ist die Fläche von ca. 23 km² (Anteil ca. 5,6 % an den Riffflächen in der deutschen AWZ der Ostsee) relativ gering. Besonders wertvolle, mit Makroalgen besiedelte Bereiche treten in der Kadetrinne an wenigen Stellen, vor allem in Randbereichen, auf. Diese Bereiche entsprechen aufgrund ihrer Ausprägung gleichzeitig dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Makrophytenbestände“.

Durch die einzigartige geomorphologischen Struktur der Kadetrinne mit zahlreichen tief in den Geschiebemergel eingeschnittenen Rinnen und Plateaus mit aufliegenden Restsedimenten entsteht kleinräumig ein Lebensraum für eine Vielzahl verschiedener epibenthischen Gemeinschaften, so dass die Gesamtartenvielfalt trotz der geringen Fläche hoch ist. Somit sind die Riffe im NSG „Kadetrinne“ von hoher Bedeutung als Rückzugsgebiet und Trittstein für epibenthische Arten. **Aus der Verschneidung der Bedeutung von Flächengröße/ -anteil und ökologischer Funktion des LRT ergibt sich eine <u>hohe</u> Bedeutung des Gebietes für den Erhalt des LRTs. Der Soll-Zustand wird mit (B) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist auch in den formulierten Schutzzielen verankert. So sollen nach § 3 Abs. 4 NSGKdrV die ökologische Qualität der Habitatstrukturen, ihre flächenmäßige Ausdehnung sowie 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 Funktion des LRT als Startpunkt und Ausbreitungskorridor für die Wiederbesiedlung umliegender Gebiete durch die benthischen Arten und Lebensgemeinschaften gefordert (§ 3 Abs. 4 NSGKdrV).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich I und I)

Die Hartbodenflächen im **Bereich I** des Komplexgebietes „Pommersche Bucht – Rönnebank“ bilden die westlichen Ausläufer des Riffkomplexes Adlergrund/Westliche Rönnebank und prägen mit einem Flächenanteil von 76 % diesen Bereich des NSG. Mit einer Fläche von ca. 65 km² machen sie rund 16 % der gesamten Riffffläche in der deutschen AWZ der Ostsee aus und bilden damit einen bedeutenden Anteil dieses LRT in den küstenfernen Gebieten. Die Gemeinschaft der Riffe im Bereich I wird durchweg von *Mytilus edulis* dominiert und ist aufgrund des geringen Salzgehalts natürlicherweise artenärmer als in den beiden AWZ-Schutzgebieten westlich der Darßer Schwelle. Makrophyten kommen aufgrund der Wassertiefe von durchweg > 25 m nicht vor. Die Riffe im Bereich I des Komplexgebietes entsprechen daher der gängigen Ausprägung in diesem Teil der Ostsee. Die Funktionen als Nahrungsgebiet für Seevögel und als Rückzugsgebiet/ Trittsteinfunktion für epibenthische Wirbellose sind aufgrund der großen Wassertiefe eher schwach ausgeprägt. Aufgrund des großen flächenmäßigen Anteils und der bedeutenden Funktion als Rückzugs- und Nahrungsgrund für Fische sind die Riffe im Bereich I des Komplexgebiets „Pommersche Bucht – Rönnebank“ von **hoher Bedeutung**. **Der Soll-Zustand für den Bereich I wird damit auf (B) festgelegt.**

Im **Bereich II** umfassen die Riffe eine Fläche von ca. 110 km² und machen daher einen Anteil von 47 % dieses Bereiches aus. In den Riffgebieten wechseln sich auf engstem Raum verschiedene Ausprägungen von anstehendem Geschiebemergel über Grobsubstratflächen und Steinfelder hin zu dichten Blockwällen ab. Auf den flachsten Kuppen finden sich die einzigen küstenfernen Standorte von *Fucus serratus* in der deutschen Ostsee. Durch die mit den *Fucus*-Beständen assoziierten Benthosarten ist die Artenvielfalt vergleichsweise hoch in Anbetracht des niedrigen Salzgehalts und der damit einhergehenden Artenarmut im Gebiet Arkonabecken / Pommersche Bucht. Darüber hinaus haben die Riffe im Bereich II eine besonders hohe Bedeutung als Rückzugsgebiet für Fische sowie als Rast- und Überwinterungsgebiet für Seevögel. Aufgrund der einzigartigen geomorphologischen Ausprägung und dem Vorkommen auch ökologisch besonders wertvoller Aspekte (Makrophytenbestände in einzigartiger Ausprägung) sowie der bedeutenden Funktion für höhere trophische Ebenen sind die Riffe im **Bereich II** des Komplexgebietes von **besonders hoher Bedeutung**. **Der Soll-Zustand für den Bereich II wird mit (A) festgelegt.**

Der besonderen Bedeutung der Makrophytenbestände auf den Riffen wird auch in Formulierung der Schutzziele Rechnung getragen, indem sie in § 3 Abs. 2, Nummer 2 NSGPBRV explizit genannt werden.

3.1.2.5 Ist-Zustände und Defizite

Die nachfolgende Bewertung des Erhaltungsgrades des LRT „Riffe“ in allen drei betrachteten Naturschutzgebieten basiert auf der nationalen Bewertung gemäß Art. 17 FFH-RL für die Berichtsperiode 2013 bis 2018 (Erläuterungen in Darr et al. (2018)).

NSG „Fehmarnbelt“

Das Monitoring und damit die FFH-Bewertung 2018 beschränkte sich im Gebiet auf die gemeldeten Riffflächen, die ausschließlich flache, lichtdurchflutete Bereiche bis ca. 20 m Wassertiefe umfasst. Dementsprechend fokussiert auch die nachfolgende Beschreibung des Ist-Zustandes auf die Riffe der makrophyten-dominierten Gemeinschaften der photischen Zone. Der Ist-Zustand des Circalitorals kann derzeit nur kurz deskriptiv dargestellt werden.

Die bewerteten Riffe des Infralitorals weisen hinsichtlich der **„Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** leichte Defizite auf **(B)**. Die Dichte fädiger, kurzlebiger Algen (Eutrophierungszeiger) ist vor allem auf kleineren Steinen lokal hoch. Die Besiedlung größerer Steine und Blöcke wird dagegen durchweg von mehrjährigen Algen und Epifauna dominiert und ist damit nicht deutlich verändert. Insgesamt ist die Tiefenverbreitung der mehrjährigen Makroalgen mit knapp 20 m beachtlich, entspricht jedoch aufgrund der eutrophierungsbedingten Verschlechterung des Lichtklimas nicht der ursprünglichen Tiefenverbreitung (HELCOM 2013a). Da sich die beobachtete Tiefenzonierung der Makroalgen jedoch besser als der Zielwert des aktuellen State of the Baltic Sea Reports[39] darstellte, wird der resultierende Flächenverlust für diesen besonders wertvollen Aspekt der Riffe im Fehmarnbelt nur als geringe Veränderung bewertet (B). Im Circalitoral (nicht bewertet) bedeckt organisches Material verbreitet anstehende Hartböden. Analog zur Kadetrinne können dies Hinweise auf eine eutrophierungsbedingte Zunahme der Sedimentation sein und damit ebenfalls auf eine Verminderung der Habitatqualität hindeuten.

Hinsichtlich der „**Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“** weisen dagegen auch die Riffe im Infralitoaral verbreitet leichte Defizite auf **(B)**. Die makrobenthische Artenvielfalt (Flora und Fauna) ist zwar insgesamt sehr hoch, es zeigten sich jedoch an einigen Monitoringstationen deutliche Lücken im der charakteristischen Arteninventar (42-81 %, im Mittel 57 %). Das charakteristische Arteninventar der Riffe im Circalitoral ist weitgehend unbekannt. Lokal beschränkt sich das sessile Epibenthos jedoch auf Seepocken und Hydrozoen, so dass auch hier lokal von einem Defizit auszugehen ist (keine Bewertung).

[39] http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status; 16.07.2019

Die offensichtlichste Beeinträchtigung durch die menschlich bedingte Eutrophierung ist die verstärkte Sedimentation vor allem in Hanglagen und der Rinnensohle. Möglicherweise wird dieser Prozess durch schifffahrtsbedingte Resuspension verstärkt. Intensive Berufsfischerei und Freizeitfischerei haben zu einer deutlichen Reduktion der Bestände des Dorsches geführt. Diese Beeinträchtigung des Top-Prädators hat direkte Auswirkungen auf das Nahrungsnetz und damit auf den Erhaltungszustand des gesamten Ökosystems Riff (vgl. Kap. 6.9.1). Zudem ist nicht auszuschließen, dass die grundberührende Fischerei lokal direkte negative Auswirkungen auf dem LRT „Riffe“ im NSG hat (von Dorrien 2018). Aufgrund dieser negativen Auswirkungen werden die **„Beeinträchtigungen“** mit **C** bewertet. Damit ergibt sich für die Riffe durch Aggregation der drei Kriterien (B-B-C) gemäß LANA (2001) ein **Ist-Zustand (B)** (BfN 2017) und damit auch für den LRT im NSG „Fehmarnbelt“ insgesamt ein **Ist-Zustand (B).**

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

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ besteht der LRT „Riffe“ aus fünf Teilflächen (Abb. 11), aus denen von insgesamt 13 Positionen eine Bewertung des ökologischen Erhaltungsgrads aus dem nationalen Bericht 2019 vorliegt. Erhaltungszustand und Belastungsintensität unterscheiden sich weniger zwischen den fünf Teilflächen als viel mehr zwischen den Tiefenzonen Infra- (9 Stationen) und Circalitoral (4 Stationen), die jeweils in mehreren Teilflächen vorkommen. Dem entsprechend erfolgt die nachfolgende Beschreibung des Soll-Zustands zunächst separat für die beiden Tiefenzonen.

Im **Infralitoral** sind die **„Habitatstrukturen“** nur noch stellenweise natürlich („**B**“). Verbreitet sind sie eutrophierungbedingt durch Akkumulation von organischem Material im Lee größerer Blöcke und durch lokal dichten Bewuchs opportunistischer jähriger Algen mäßig verändert. Dadurch wird vor allem in weniger exponierten Bereichen das charakeristische Arteninventar mäßig reduziert (Anteil charakteristischer Arten 50 – 60 %), nur an wenigen Stellen ist das **„lebensraumtypische Arteninventar“** vollständig erhalten (Anteil bis zu 78 %) („**B**“). Die Eutrophierung stellt die stärkste Belastung für den LRT „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“ dar. Die Schifffahrt hat u.a. durch Sedimentaufwirbelungen und Umlagerungen, die Freisetzung von Schadstoffen und Vermüllung ebenfalls Auswirkungen auf den LRT, diese werden nach derzeitigem Kenntnisstand jedoch als gering angesehen (vgl. Kap. 6.1.1). Aufgrund der starken Auswirkungen durch die Eutrophierung werden die „**Beeinträchtigungen**“ auch für das Infralitoral als hoch („**C**“) bewertet. Aufgrund der Aggregationsregeln nach LANA (2001) ergibt sich für alle 9 Stationen des **Infralitorals** ein **Ist-Zustand** von „**B**“.

Das Circalitoral ist von den eutrophierungsbedingten Änderungen der Habitatstrukturen stärker betroffen. Verbreitet liegt organisches Material auf (auch deutlich über dem Meeresgrund aufragende) Hartböden in einer Mächtigkeit auf, die die Besiedlung durch epibenthische Arten deutlich einschränkt oder sogar verhindert. Zeitlich und räumlich eng

begrenzt überwuchern Schwefelbakterien (Beggiatoa) die Hartböden. Die „**Riffstrukturen**“ werden daher vorwiegend als „stark verändert“ („C“) bewertet. Aufgrund der negativen Veränderungen der Besiedlungssubstrate ist auch das **„lebensraumtypische Arteninventar“** deutlich reduziert und wird an allen Stationen des **Circalitorals** ebenso mit **„C“** bewertet wie die **„Beeinträchtigungen“,** so dass für alle vier Stationen der **Ist-Zustand** ebenfalls mit **„C**“ bewertet wird“**.**

Aus der Einzelbewertung der Stationen mit neunmal (B) und viermal (C) ergibt sich nach den in BfN (2017) erläuterten Aggregationsregeln eine Gesamt-Bewertung des **Ist-Zustands** des LRT „Riffe“ im NSG „Kadetrinne“ von **(C)**, da die mit (C) bewerteten Stationen mehr als 25 % der LRT-Fläche repräsentieren.

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

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich I und II)

Hauptbelastung für die Riffe im **Bereich I** des Komplexgebietes „Pommersche Bucht – Rönnebank“ stellt die Eutrophierung dar. Sie wirkt sich in den größeren Tiefen vor allem durch höhere Sedimentationsraten aus und kann zu Akkumulation organischen Materials unter anderem auf den Hartböden führen. Eine Verminderung der Habitatqualität lässt sich anhand der vorliegenden Daten jedoch nicht ableiten. Insgesamt werden die **„lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** daher noch mit **(A)** bewertet. Das lebensraumtypische Arteninventar ist dagegen verbreitet gering bis mäßig reduziert (50-62,5 % Anteil der Charakterarten pro Station). Die **„Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars“** wird daher mit (**B**) bewertet. Neben der Eutrophierung stellt die bodenberührende Fischerei eine weitere Beeinträchtigung dar (vgl. Kap. 6.4.1). Neuere Fischereidaten als die dem FFH-Bericht 2019 zugrunde liegenden zeigen einen relativ starken Fischereidruck der mobilen bodenberührenden Fischerei im nordwestlichen Bereich des LRT (von Dorrien 2018). Die **„Beeinträchtigungen“** werden daher mit **(C)** bewertet. Aus den Einzelbewertungen (A-B-C) leitet sich gemäß LANA (2001) eine Bewertung des **Ist-Zustands** mit **(B)** ab. Da der **Soll-Zustand** ebenfalls mit **(B)** eingestuft wird, ergibt sich für den **Bereich I kein Defizit (0)**.

Auch im **Bereich II** hat die Eutrophierung einen negativen Einfluss auf den LRT „Riffe“. Hier ist es aufgrund der geringeren Wassertiefe und stärkerer hydrodynamischer Effekte allerdings weniger die Akkumulation organischen Materials auf den Hartböden, die sich negativ auf die Habitatqualität auswirkt. Eine Degradation der Habitatstrukturen resultiert hier aus Matten opportunistischer fädiger Algen, die im Sommer die eigentlichen epibenthischen Gemeinschaften überwuchern. Zudem ist die Tiefenverbreitung der Makroalgen (Parameter Vegetationszonen) als wichtige Strukturbildner eutrophierungsbedingt zurückgegangen. Neben der Eutrophierung stellt die bodenberührende Fischerei eine weitere Beeinträchtigung dar (vgl. Kap. 6.4.1, von Dorrien (2018)). Die Kriterien **„Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen“** und **„Beeinträchtigungen“** werden daher jeweils mit **(B)** bewertet. Negative Auswirkungen auf die **„Vollständigkeit**

des lebensraumtypischen Arteninventars“ sind ebenfalls festzustellen: Das charakteristische Arteninventar ist verbreitet reduziert, so dass dieses Kriterium ebenfalls mit **(B)** bewertet wird. Aus den drei Teilbewertungen ergibt sich in der Aggregation gemäß LANA (2001) ein **Ist-Zustand** von **(B)**. Aus **Soll- (A)** und **Ist-Zustand (B)** lässt sich für den Bereich II ein **mittleres Defizit (-1)** ableiten.

Aus den beiden für die **Bereiche I (0)** und **II (-1)** ermittelten Defizit-Werten ergibt sich aufgrund der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) beschriebenen Aggregationsregeln für den LRT „Riffe“ im Komplexgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ein mittleres Defizit von **(-1)**.

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

3.1.3.1 Definition

In der Ostsee sind die artenreichen sublitoralen Kies-, Grobsand- oder Schillsedimente (KGS) des Meeresbodens nach § 30 Abs. 2 S. 1 Nr. 6 BNatSchG gesetzlich geschützt. Dieser Biotoptyp umfasst Rein- oder Mischvorkommen von KGS des Meeresbodens, die unabhängig von der großräumigen Lage von einer spezifischen Makro- und Meiofauna (Sandlückenfauna) besiedelt werden. In der Ostsee sind die entsprechenden Sedimente mit den primär charakteristischen Polychaeten-Gattungen *Ophelia* und *Travisia* besiedelt (BfN 2011).

Nach der Kartieranleitung des BfN (2011) liegt der Biotoptyp in der Ostsee vor, wenn, 1) pro Station in mindestens zwei von drei van-Veen-Greiferproben Kies oder Grobsand gemäß Figge (1981) und HELCOM (1998) enthalten ist, bzw. Schill (Schalen oder deren Bruchstücke von Organismen) in mehr als 50 % der Gesamtfraktion vorliegen und 2) innerhalb einer Vorkommensfläche an drei Stationen, die deutlich (mindestens 15 m) voneinander getrennt sind, eine der Arten *Ophelia* spp., *Travisia forbesii* oder *Branchiostoma lanceolatum* zusätzlich zu anderen Endofaunavertretern vorkommt.

Da es bisher keine flächendeckende Erfassung dieses Biotoptyps gegeben hat, handelt es sich bei allen im Folgenden dargestellten Flächen um Fachvorschläge für die Aufnahme in das BfN Biotop-Kataster. Die Vorschläge werden im Rahmen eines laufenden Projektes fachlich auf Eignung als nach § 30 BNatSchG geschützter Biotoptyp und damit für die Aufnahme in das BfN Kataster überprüft. Informationen über Verbreitung, Charakteristika und Zustand wurden aus Voruntersuchungen im Rahmen mehrerer BfN-Projekte und daraus generierter Publikationen gewonnen (Pesch et al. 2014; Schiele et al. 2015; Darr et al. 2016).

3.1.3.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Ostsee liegen gemäß der oben genannten Kriterien Flächen mit Hinweisen auf Vorkommen des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ fast ausschließlich im NSG „Fehmarnbelt“ vor.

Im NSG „Kadetrinne“ kommt der Biotoptyp potenziell sehr vereinzelt auf Grobsand-Flächen vor, die Datenlage ist aber für eine genauere Lokalisierung und Charakterisierung derzeit nicht ausreichend. Im Schutzgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind die Grobsande und Kiese aufgrund des geringen Salzgehaltes nicht dauerhaft von den Charakterarten *Ophelia* spp. und *T. forbesii* besiedelt. Während *Ophelia* spp. östlich von Kap Arkona gar nicht mehr anzutreffen ist (Zettler & Röhner 2004), besiedelt *T. forbesii* im Bereich des Adlergrundes vorwiegend Fein- und Mittelsande und ist nur temporär und sehr lokal auf Grobsubstraten anzutreffen (Zettler et al. 2014; Darr et al. 2016). Eine Beschreibung für die NSG „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ entfällt daher. Außerhalb der Schutzgebiete gibt es in der deutschen AWZ der Ostsee zwar weitere Hinweise aber bisher keine eindeutigen Nachweise des Vorkommens dieses Biotoptyps.

NSG „Fehmarnbelt“

Verbreitung im Gebiet: Kiese und Grobsande sind im NSG „Fehmarnbelt“ vor allem in strömungesexponierten Bereichen anzutreffen, wie sie vorwiegend in den gemeldeten Flächen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ zu finden sind (Lage der LRT siehe Abb. 6), daher tritt dieser Biotoptyp vermutlich ausschließlich räumlich überlappend mit diesen beiden LRT auf (FEMERN A/S 2013a). Auf der Grundlage der derzeit vorhandenen Sediment- und vor allem Makrozoobenthosdaten lässt sich die exakte Flächengröße des Biotoptyps nicht bestimmen. Zu berücksichtigen ist, dass in gemeldeten Vorkommen des LRT „Riffe“ liegende Flächen, die hinsichtlich sedimentologischer und biologischer Charakterisierung diesem Biotoptyp entsprächen, diesem LRT zuzuordnen sind.

Grobsubstrate sind auch integraler Bestandteil des LRT „Sandbänke“ im Megarippelfeld des Fehmarnbelts (vergleiche Kapitel 3.1.1.2 und Abb. 6), können dort aber gleichzeitig dem nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ zugeordnet werden (siehe Kapitel 3.1.3), sofern sie die Bedingungen der Kartieranleitung erfüllen. Im zentralen Megarippelfeld dominieren auf den Kämmen homogene Mittel- bis Grobsande, in den Rippeltälern ist der Kiesanteil stellenweise deutlich erhöht (Feldens et al. 2008), lokal stehen glaziale Restsedimente an. Im direkten Strömungslee der Rippel akkumulieren neben Driftalgen auch Schalen von *Arctica islandica*, die lokal flächendeckend das Sediment bedecken. In allen drei Abschnitten der Megarippel (Kämme, Täler, Strömungslee) kann daher kleinräumig der nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ in verschiedenen Ausprägungen vorkommen. Das Megarippelfeld setzt sich nach Nordwesten außerhalb der gemeldeten Sandbank fort, so dass dieser Biotoptyp auch dort vorkommt (FEMA 2013).

Lebensgemeinschaften: KGS zeichnen sich durch eine besondere artenreiche benthische Makro- und Meiofauna aus, die auf und in den Lücken zwischen gröberen Sedimenten lebt. Die Ergebnisse des FFH-Monitorings zeigen, dass die Grobsande im Megarippelfeld des NSG „Fehmarnbelt“ überwiegend von einer hoch spezialisierten Gemeinschaft

besiedelt werden, für die vor allem die mobilen Seeigel-Arten *Psammechinus miliaris* und *Echinocyamus pusillus* typisch sind. Letzterer ist auch Charakterart für den Biotoptyp in der deutschen AWZ der Nordsee. Begleitet werden sie vorwiegend von Polychaeten-Arten wie *Travisia forbesii, Ophelia limacina* und *Spio goniocephala.* Sind die Grobsubstrate mit Hartböden assoziiert oder steigt der Kiesanteil an, dominieren entweder langlebige, teils gefährdete Muschelarten (*Astarte* spp., *Macoma calcarea*, *Mya truncata*) oder endobenthische Anthozoen wie *Halcampa duodecimcirrata* und *Edwardsia* sp. (Schiele et al. 2014). Insbesondere diese Flächen sind durch eine hohe Artenvielfalt und einen hohen Anteil gefährdeter Arten gekennzeichnet.

Der Schill-Aspekt dieses Biotoptyps ist bislang wenig untersucht. Feinschillflächen kommen in der deutschen AWZ der Ostsee kaum vor. Auch Aggregationen von Grobschill (ganze Muschelschalen) sind sehr kleinräumig und daher schwer zu untersuchen. Typische Arten, die die Gemeinschaft der umgebenden Substrate im NSG „Fehmarnbelt“ ergänzen sind Schuppenwürmer der Gattung *Harmothoe* und die Bivalven-Art *Hiatella arctica.* Auch weitere epibenthische Arten wie *Dendrodoa grossularia* und *Ciona intestinalis* siedeln verbreitet auf großen Muschelschalen, so dass dieser Aspekt des Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillflächen“ ebenso wie der Grobkies einen Übergang zu den epibenthisch dominierten Hartbodenbiotopen darstellt.

3.1.3.3 Ökologische Funktionen

Die Sedimente des nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyps „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (KGS) sind in der deutschen AWZ der Ostsee vor allem im NSG **„Fehmarnbelt“** zu finden. Deren Präsenz ist mit dem Vorkommen hoch spezialisierter Gemeinschaften mit zahlreichen, teils auch gefährdeten, Arten gekoppelt. Die KGS-Flächen tragen daher wesentlich zur Artenvielfalt im NSG „Fehmarnbelt“ bei und sind Rückzugsgebiet für zahlreiche langlebige und gefährdete Arten. In der im Schutzgebiet anzutreffenden Größe und küstenfernen Lage mit Zugang zu salzreicheren Wasserkörper sind die KGS-Flächen im NSG „Fehmarnbelt“ einmalig für den deutschen Bereich der Ostsee und sind daher von besonderer Bedeutung.

3.1.3.4 Soll-Zustände

NSG „Fehmarnbelt“

Da die KGS-Flächen ausschließlich in gemeldeten Vorkommen der LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ liegen, erfolgt keine separate Festlegung des Soll-Zustands dieses Biotoptyps. Stattdessen fließt die Bedeutung der KGS-Flächen in die Bewertung der LRT ein (vergleiche BfN (2017)).

3.1.3.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Fehmarnbelt“

Da die KGS-Flächen ausschließlich in gemeldeten Vorkommen der LRT „Riffe“ und „Sandbänke“ vorliegen, erfolgt keine separate Bewertung des Ist-Zustands dieses Biotoptyps und auch kein Soll-Ist-Abgleich. Stattdessen fließt die Bedeutung der KGS-Flächen in die Bewertung der LRT ein (vergleiche BfN (2017)). Diesbezüglich wird auf die Kapitel 3.1.1.4 und 3.1.1.5 für den LRT „Sandbänke“ und auf die Kapitel 3.1.2.4 und 3.1.2.5 für den LRT „Riffe“ verwiesen.

3.1.4 Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“

3.1.4.1 Definition

Für den nach § 30 BNatSchG geschützten Biotoptyp „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“ (im Folgenden kurz „Makrophytenbestände“) liegt derzeit keine bundesweit einheitliche Kartieranleitung und keine gültige Definition vor. Das Land Schleswig-Holstein definiert diesen Biotoptyp in LLUR (2015) als „*Bereiche des Meeresbodens unterhalb Normal Null mit mehrjährigen oder in Abständen regelmäßig wiederkehrendem flächigen Vorkommen von Seegrasarten oder anderen großblättrigen Meerespflanzen*“. Entscheidend für die Definition und für das potenzielle Vorkommen in der AWZ ist die Interpretation des Begriffs „Makrophyten“. Im Rahmen des BLMP kamen die für die AWZ zuständigen Behörden und die Küstenbundesländern überein, dass „*abweichend vom Gebrauch des Begriffs in limnischen Systemen (Characeen, Angiospermen und auch Kryptogamen)* […] *in den Küsten- und Übergangsgewässern Makroalgen und Blütenpflanzen (Angiospermen) als "Makrophyten" zusammengefasst* [werden][40]“. Folgerichtig listet LLUR (2015) als kennzeichnende Pflanzenarten neben einigen Gefäßpflanzen auch zwölf mehrjährige Rot- und Braunalgen-Arten, darunter *Fucus serratus*, *Saccharina latissima*, *Delesseria sanguinea*, *Furcellaria lumbricalis* und *Phycodrys rubens*. Damit umfasst die Liste der kennzeichnenden und in der AWZ vorkommenden Makrophyten ausschließlich Hartboden-Arten, die alle als charakteristisch für den LRT „Riffe“ geführt werden (Tab. 6). Weitgehend deckungsgleich hierzu ist die Definition des Biotoptyps in (FEMERN A/S 2013a). In Narberhaus et al. (2012) werden unter Makrophytenbeständen davon abweichend sämtliche (und damit auch die einjährigen) Makroalgen zusammengefasst. Folgt man dieser Definition, würde beispielweise auch *Halosiphon tomentosus* zu den kennzeichnenden Arten zählen. Die bislang bekannten Vorkommen dieses Biotoptyps sind in der AWZ Teil des LRT „Riffe“ und stellen einen besonders wertvollen Teil dieses Lebensraumes dar.

Bei den aktuellen Kartierarbeiten wurden auch außerhalb der gemeldeten Vorkommen des LRT „Riffe“ Makroalgen nachgewiesen (IOW 2013). Dies ist auch in modellierten Makrophyten-Vorkommen im NSG „Fehmarnbelt“ zu sehen (Darr et al. 2018). Als

[40]Quelle: http://mhb.meeresschutz.info/de/kennblaetter/neue-kennblaetter/details/pid/4.html; 24.07.2019

Substrat dienen hier neben den rifftypischen Hartböden (Steine, Blöcke) auch kleinere Steine (Grobkies), Muschelschalen (Schill) oder Torf. Ob diese Bereiche aufgrund ihrer flächigen Ausdehnung und der Bestandsdichte der Makroalgen dem § 30-Biotoptyp zuzuordnen sind, kann erst auf Basis weiterer Untersuchungen festgelegt werden. Daher erfolgt für diese Vorkommen keine separate Bewertung.

3.1.4.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Verbreitung des nach § 30 BNatSchG gesetzlich geschützten Biotoptyps „Makrophytenbestände“ in der deutschen AWZ der Ostsee wurde bisher noch nicht systematisch erfasst. Daher sind auch in den Schutzgebieten Ausprägungen und Vorkommensflächen dieses Biotoptyps bislang nicht flächenhaft untersucht und unterliegen keinem Monitoring[40] (Abb. 6, Abb. 8). Potenzielle Flächen des Biotoptyps sind in der AWZ außerhalb der Schutzgebiete selten und beschränken sich auf kleinere Flächen in der Kieler Bucht und auf die Kuppe der Untiefe „Kriegers Flak“ im westlichen Arkonabecken.

Sowohl die Entwicklung als auch der Erhalt einer naturnahen Ausprägung des gesetzlich geschützten Biotoptyps ist als Schutzziel nur für die beiden NSG „Fehmarnbelt“ (§ 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGFmbV) und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (§ 3 Abs. 2 Nr. 2 NSGPBRV) festgelegt. Eine Beschreibung für das NSG „Kadetrinne“ entfällt daher.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ kommt der Biotoptyp „Makrophytenbestände“ hauptsächlich in den noch lichtdurchfluteten Gebieten bis in eine Tiefe von etwa 20 m als besonders wertvolle Ausprägung des LRT „Riffe“ vor. Weitere potenzielle Vorkommen dieses Biotoptyps finden sich im westlichen Bereich des NSG „Fehmarnbelt“ in den lichtdurchfluteten Gebieten mit torfigem, schilligem oder steinigem Untergrund (Darr et al. 2018). Für FEMERN A/S (2013a) reichen Dichte und Größe der Makrophytenbestände im NSG „Fehmarnbelt“ nur in sehr kleinen Flächen (0,03 km²) für ein Vorkommen dieses Biotoptyps aus.

Lebensgemeinschaften: Die Makroalgen, die diesen Biotoptyp im NSG „Fehmarnbelt“ charakterisieren und maßgeblich gestalten, sind *Saccharina latissima* und *Delesseria sanguinea* sowie weitere blättrige Rotalgen (*Phycodrys rubens*, *Coccotylus truncatus*). Die Begleitfauna der Makrophytenbestände ist meist biotopspezifisch und artenreich. Dazu zählen verschiedene auf den Thalli siedelnde Arten wie Hydropolypen, Röhrenwürmer (Spirorbidae), verschiedene Moostierchen (zum Beispiel *Membranipora membranacea*), eine artenreiche mobile Wirbellosenfauna bestehend aus Gastropoden (zum Beispiel *Bittium reticulatum*), Isopoden (zum Beispiel *Idotea granulosa*), Amphipoden (zum Beispiel *Cheirocratus sundevalli*) und Zehnfußkrebsen (zum Beispiel *Carcinus maenas*) sowie Fischen (zum Beispiel Klippenbarsche *Ctenolabrus rupestris* und Grundeln *Gobiidae*).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Innerhalb des LRTs „Riffe“ kommt der Biotoptyp „Makrophytenbestände“ in der Ausprägung „dominiert vom Sägetang *Fucus serratus*“ im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ im Bereich II auf der Kuppe des Adlergrundes (Foulegrund) vor.

Sollte *Halosiphon tomentosus* zur Liste der kennzeichnenden Makroalgen-Arten zählen, bilden die Grobsubstrate des Foulegrunds im Nordosten des Adlergrundes im Bereich II eine weitere potenzielle Fläche. Weiterhin können Hartböden und Felder mit Miesmuschelschalen im Bereich III vom Gabeltang *Furcellaria lumbricalis* besiedelt sein und damit ebenfalls unter diesen Biotoptyp fallen.

Lebensgemeinschaften: Der Biotoptyp wird vorwiegend durch den Sägetang *Fucus serratus* dominiert. Die begleitende Gemeinschaft ist aufgrund des geringen Salzgehalts weniger artenreich und in Teilen weniger spezifisch als im NSG „Fehmarnbelt“, aber dennoch artenreicher als in den umliegenden Habitaten. Zu den charakteristischen Begleitarten zählen vor allem Amphipoden (*Calliopius laeviusculus*), Isopoden (*Jaera albifrons*, *Idotea* spp.), Gastropoden (*Theodoxus fluviatilis*) und Grundeln (Gobiidae).

3.1.4.3 Ökologische Funktionen

Sowohl im NSG „Fehmarnbelt“ als auch im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ stellen die Makrophytenbestände trotz ihrer kleinräumigen Verbreitung die Gebiete mit der lokal höchsten Artenvielfalt dar. Generell gilt das Phytal des Hartbodenlitorals als einer der artenreichsten marinen Lebensräume (Narberhaus et al. (2012) und Zitate darin). Die großen, mehrjährigen Tange und blättrigen Rotalgen sind wichtige Strukturbildner, die den zeitlich und räumlich stabilen Lebensraum maßgeblich gestalten. Die Thalli stellen zusätzlichen Siedlungsraum für sessile Arten, aber auch Nahrung für Weidegänger dar und werden von vielen mobilen Arten (Wirbellose und Fische) als Schutz vor Räubern genutzt. Die assoziierte Gemeinschaft ist stark auf den Lebensraum spezialisiert. Die Makroalgen selbst nehmen eine wichtige Rolle in der Primärproduktion ein und tragen wesentlich zu einem positiven Sauerstoffhaushalt im Wasser bei (Narberhaus et al. 2012). Darüber hinaus entziehen sie dem Wasserkörper Nährstoffe und wirken somit der Eutrophierung entgegen.

Die Makrophytenbestände im NSG „Fehmarnbelt“ stellen die größten zusammenhängenden, küstenfernen Großalgen-Bestände in der deutschen Ostsee dar. Durch ihre Lage bis in über 20 m Wassertiefe befinden sie sich zumindest teilweise im permanenten Einfluss von salzreicherem Wasser und beherbergen damit eine Begleitfauna, die in küstennahen Standorten aufgrund des geringeren oder variableren Salzgehaltes nicht oder nicht permanent vorkommt. Sie sind damit von herausragender Bedeutung für die makrobenthische Diversität und fungieren als Lebensraum und als Refugium für zahlreiche wirbellose Arten.

Auch die Bestände von *F. serratus* im Bereich II des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind in ihrer Ausprägung einzigartig für die deutsche Ostsee, da die Art in der deutschen Ostsee ansonsten ausschließlich im küstennahen Litoral zu finden ist. Die

Bestände bilden daher einen einzigartigen Lebensraum, dem eine besonders bedeutende Trittsteinfunktion zur Ausbreitung der Art von der westlichen in die eigentliche Ostsee zukommt.

3.1.4.4 Soll-Zustände

In der deutschen AWZ der Ostsee kommen „Makrophytenbestände“ ausschließlich in der Ausprägung „dominiert von mehrjährigen perennierenden Makroalgen oder Tangen“ vor. Diese Makroalgen siedeln ausschließlich auf Hartsubstrat, so dass dieser Biotoptyp mit dem LRT „Riffe“ assoziiert ist und bislang nicht separat auskartiert bzw. nachgewiesen wurde. Potenziell ist es aber möglich, dass „Makrophytenbestände“ auch dort vorkommen, wo Dichte und Ausprägung der Hartböden nicht für eine Ausweisung als LRT „Riffe“ ausreichen (zum Beispiel Grobkies und Grobschill mit Zuckertang). Der Biotoptyp gilt in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als potenziell vorhanden und ist daher in den Schutzgebietsverordnungen der beiden Gebiete als zu schützender Biotoptyp aufgeführt.

Da die derzeit bekannten Makrophytenbestände hauptsächlich innerhalb des LRT „Riffe“ liegen, erfolgt keine separate Bewertung des Soll-Zustands dieses Biotoptyps. Stattdessen fließt die Bedeutung der Makrophytenbestände in die Bewertung des Soll-Zustands des LRT „Riffe“ ein (vergleiche BfN (2017)).

3.1.4.5 Ist-Zustände und Defizite

Da die derzeit bekannten Makrophytenbestände haupsächlich innerhalb des LRT „Riffe“ liegen, erfolgt keine separate Bewertung des Ist-Zustands dieses Biotoptyps und auch kein Soll-Ist-Abgleich. Stattdessen fließt die Bedeutung der Makrophytenbestände in die Bewertung des LRT ein (vergleiche BfN (2017)). Diesbezüglich wird auf die Kapitel 3.1.2.4 und 3.1.2.5 verwiesen.

3.2 Gefährdete Benthosarten mit relevanten Vorkommen

Von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung sind auch die folgenden Benthosarten, die gemäß nationalen und/oder regionalen Roten Listen mindestens als „gefährdet“ eingestuft (Rachor et al. 2013, Schories et al. 2013 – Kategorie 0, 1, 2 oder 3; HELCOM 2013b)[41], in den Schutzgebietsverordnungen aber nicht als Schutzgüter aufgeführt sind Tab. 7). Sie haben jedoch in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee relevante Vorkommen:[42]

Tab. 7: Gefährdete Benthosarten mit relevanten Vorkommen in den Meeresschutzgebieten und Bezug zu den LRT, den Biotoptypen KGS und Makrophytenbestände sowie sonstigen Habitaten.
Rote-Liste-Kategorie (Makrozoobenthos Rachor et al. (2013), Makroalgen Schories et al. (2013)): 0: ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; HELCOM (2013e): NT: near threatened, VU: vulnerable
1110: LRT „Sandbänke“, 1170: LRT „Riffe“. KGS: „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“, MPB: „Seegraswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände“, So: Sonstige Habitate; (KGS), (1110)/(1170): Vorkommen lokal oder temporär, kein Schwerpunkt im Biotoptyp; ?: Vorkommen aufgrund von Änderungen in der Taxonomie der Gattung nicht gesichert, aber wahrscheinlich

Wissenschaftlicher Artname	**Deutscher Artname (soweit vorhanden)**	**Rote-Liste-Kategorie**	**HELCOM (2013b)**	**NSG „Fehmarnbelt“**	**NSG „Kadetrinne“**	**NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“**
Makrozoobenthos						
Alcyonidium gelatinosum	Gallert-Moostierchen	3		1170?		
Amauropsis islandica	Isländische Bohrschnecke	2	NT	1170		
Arctica islandica	Islandmuschel	3		(KGS) So	So	
Astarte montagui	Kugel-Astarte	3		KGS So		
Boreotrophon truncatus	Abgestutzte Purpurschnecke	2	NT	So		

[41] Eine Einstufung nach IUCN (2019) ist nicht vorhanden.
[42] 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 zum Beispiel 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 (zum Beispiel 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.

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname (soweit vorhanden)	Rote-Liste-Kategorie	HELCOM (2013b)	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“
Buccinum undatum	Wellhornschnecke	2		1110 1170 So	1170 So	
Doto coronata	Doto	3		1170		
Euchone papillosa		2		So	So	
Halcampa duodecimcirrata		1		1170 KGS (1110)	1170	
Halitholus yoldiaarcticae		3		(1170) (KGS) (So)	(1170) (So)	(So)
Macoma calcarea	Kalk-Plattmuschel	1	VU	KGS (1110) (So)	(So)	
Modiolus modiolus	Pferdemuschel	2	VU	(1170)		
Monoporeia affinis		3				So
Mya truncata	Abgestutzte Klaffmuschel	2	NT	KGS (1110) (So)	(So)	
Makroalgen						
Dictyosipho foeniculaceus		2		(1170) (MPB)		
Eudesme virescens		3				(1170) (MPB)
Striaria attenuata		1		(1170) (MPB)		

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

3.3 Fische und Neunaugen

Baltischer Stör und Finte, die im Anh. II FFH-RL aufgeführt sind, sind im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gemäß 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 Baltischem Stör und Finte sind in Narberhaus et al. (2012) publiziert.

Neben Baltischem Stör und Finte können auch die in Kapitel 3.3.3 genannten FFH-Arten potenziell in den Schutzgebieten vorkommen, auch wenn aktuell nicht für alle Arten Nachweise aus den Gebieten vorliegen. Die Finte kann potenziell auch in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ vorkommen. Darüber hinaus kommen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee weitere gefährdete Fischarten vor (Kapitel 3.3.4).

Tab. 8: Schutz- und Gefährdungsstatus der im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gemäß Schutzgebietsverordnung geschützten Fischarten.
x: zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (Thiel et al. (2013), Regionale Liste Ostsee): 0: ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN (2019) / (HELCOM 2013e): LC: least concern, NT: near threatened, VU: vulnerable, EN: endangered, CR: critically endangered, RE: regionally extinct

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	EU-Code entsprechend NSGPBRV	Schutzgut gemäß *besonderem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung	Schutzstatus		Gefährdungsstatus	
				FFH Anhang II	Rote-Liste-Kategorie	IUCN (2019)	HELCOM (2013e)
Alosa fallax	Finte	1103	Bereich III	x	3	LC	LC
Acipenser oxyrinchus	Baltischer Stör	1101	Bereich III	x	0	NT	RE

3.3.1 Finte (*Alosa fallax*)

3.3.1.1 Biologie

Finten sind in Meeres-, Brackwasser- und Süßwasser-Biotopen zu finden. Im Meer lebt die Art vor allem pelagisch in den offenen Küstengewässern und kann in Tiefen von bis zu 300 m vordringen (Quignard & Douchement 1991). Die Jungfische sind normalerweise im Innenbereich der Ästuare (vor allem in den küstennahen Gewässern des Oderästuars sowie im Oderhaff) und in Küstennähe anzutreffen (Thiel & Winkler 2005).

Die Finte ist ein anadromer Wanderfisch und steigt zum Ablaichen in die größeren Flüsse (zum Beispiel Oder) auf; es gibt allerdings auch Hinweise auf Laichtätigkeiten in kleineren Flüssen (Narberhaus et al. 2012). Die Eiablage findet bevorzugt über sandig-kiesigem

oder schlammigen Grund in unterschiedlichen Wassertiefen von 0,15–9,5 m statt (Steinmann & Bless 2004).

Finten gehören zu den Prädatoren der unteren Trophieebene. Im Süßwasser ernähren sich die Jungfische von planktonischen Krebsen, Rädertierchen und Insekten. Ihre Nahrung im Meer setzt sich aus kleinen Fischen und Krebstieren zusammen (Muus & Nielsen 1999).

3.3.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Finten haben in der Ostsee in den küstennahen Gewässern einen Verbreitungsschwerpunkt und treten insbesondere nordöstlich der Insel Rügen, in der Pommerschen Bucht und im Deutschen Teil des Stettiner Haffs auf (Thiel & Winkler 2007). Auch Thiel et al. (2004) beschreiben aktuelle Vorkommen der Art aus dem Stettiner Haff (nahe Ueckermünde). Aufgrund der pelagischen bzw. mobilen Lebensweise subadulter und adulter Finten ist allerdings nicht davon auszugehen, dass innerhalb der NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III) feste Vorkommensschwerpunkte abgrenzbar sind.

3.3.1.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III)** ist Nahrungsraum für adulte und juvenile Finten. Ein günstiger Erhaltungsgrad der LRT „Sandbänke“ (Bereich III) fördert das Aufkommen von Kleinfischen und wirbellosen Organismen und wirkt sich damit auf die Nahrungsgrundlage der Finten positiv aus.

3.3.1.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III und Komplexgebiet)

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, dient das Naturschutzgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“ der Finte vor allem als Nahrungshabitat. 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. Eine hohe Nahrungsverfügbarkeit im Gebiet wirkt sich daher positiv auf den Erhaltungszustand der Art aus. **Damit kommt dem Schutzgebiet zur Erhaltung der Art eine hohe Bedeutung zu – der Soll-Zustand wird mit (B) eingestuft.**

3.3.1.5 Ist-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III und Komplexgebiet)

Aufgrund der Nichtanwendbarkeit der zur Verfügung stehenden Bewertungsschemata für die marine Lebensphase der Finte (BfN 2017) und der wenigen Vorkommensnachweise aus dem Schutzgebiet wird für die Finte keine gebietsspezifische Bewertung vorgenommen, sondern lediglich die Bewertung für die biogeographische Region nachrichtlich aus

dem aktuellen FFH-Bericht (Berichtsperiode 2013-2018, BfN (2019)) übernommen. Der FFH-Bewertung zugrunde gelegt wurden überwiegend Expert/innenaussagen und Daten aus dem Zeitraum 2006 – 2018. **Danach ist der Erhaltungszustand der Finte im nationalen Bericht (Berichtsperiode 2013 bis 2018) gemäß Art. 17 FFH-RL im Jahr 2019 mit U2 (ungünstig-schlecht) bewertet worden. Dies entspricht im LANA-Schema (LANA 2001) einem Ist-Zustand (C).**

Im Sinne des Vorsorgeansatzes ist davon auszugehen, dass der Ist-Zustand auf Gebietsebene bei einem ungünstig-schlechten Erhaltungszustand auf biogeographischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres **Defizit (-1)** vorliegt.

3.3.2 Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*)

3.3.2.1 Biologie

Der Baltische Stör ist eine demersale, solitär oder in kleinen Gruppen lebende Art, die sich in Meeres-, Brackwasser- und Süßwasserbiotopen aufhält. Im offenen Meer kommt die Art in Tiefen von bis zu 50 m vor, hält sich aber überwiegend in Küstengewässern und Ästuarien über Weichbodensubstraten auf (Narberhaus et al. 2012).

Wie die Finte gehört auch der Baltische Stör zu den anadromen Wanderfischen und steigt zur Reproduktion in die Zuflüsse der Ostsee auf. Die Weibchen produzieren 800.000 bis 2.400.000 Eier, die sie in einer Tiefe von 2–10 m über kiesig-gerölligem Substrat ablegen. Nach dem Schlupf halten sich die Jungtiere für 3–5 Jahre im Süß- bzw. Brackwasser auf, bevor sie langsam ins Meer wandern, wo sie mindestens 8 Jahre lang verweilen, bevor sie zum ersten Mal zum Laichen in die Flüsse aufsteigen. Störe gehören zu den Prädatoren der unteren Trophieebene und ernähren sich im Meer von Borstenwürmern, Krebsen, Weichtieren und kleinen Fischen. Das Höchstalter des Störs ist etwa 60 Jahre (Geßner 2004).

3.3.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Historisch in der gesamten Ostsee einschließlich der größeren in die südliche und östliche Ostsee entwässernden Flüsse verbreitet ist der Baltische Stör heute in Europa wahrscheinlich ausgestorben. Außerhalb Europas ist die Art entlang der nordamerikanischen Atlantikküste verbreitet (Geßner 2004). Aufgrund dieser Vorkommen wird die Art mit Trivialnamen zuweilen auch als Amerikanischer, Amerikanisch atlantischer oder Atlantischer Stör bezeichnet.

Seit 2007 finden in potenziellen Laichgewässern im Odereinzugsgebiet deutsch-polnische Besatzprogramme zur Wiederansiedlung der Art in der Ostsee statt statt und auch HELCOM hat seit 2019 einen Aktionsplan zur Wiederansiedlung des Störs in der Ostsee verabschiedet. Nach erfolgreicher Wiederansiedlung von Stören in der Ostsee könnte die Pommersche Bucht wieder ein wichtiger mariner Teillebensraum der Störe werden. Dabei wird die Oderbank (Bereich III) auf der Grundlage historischer Quellen als wichtiges

potenzielles marines Verbreitungs- und Nahrungsgebiet für die wieder anzusiedelnden Störe eingestuft (vergleiche Krause et al. (2006)).

3.3.2.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** gilt als wichtiges potenzielles marines Verbreitungs- und Nahrungsgebiet für die Baltischen Störe. Ein günstiger Erhaltungsgrad des LRT „Sandbänke“ (Bereich III) fördert das Aufkommen von Kleinfischen und wirbellosen Organismen und wirkt sich damit auf die Nahrungsgrundlage der Störe positiv aus.

3.3.2.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III und Komplexgebiet)

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, dient das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ dem Baltischen Stör vor allem als potenzielles Nahrungshabitat. Eine hohe Nahrungsverfügbarkeit im Gebiet wirkt sich positiv auf den Erhaltungszustand der Art auf. **Damit kommt dem Schutzgebiet zur Erhaltung der Art eine <u>hohe</u> Bedeutung zu – der Soll-Zustand wird mit (B) eingestuft**.[43]

3.3.2.5 Ist-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich III und Komplexgebiet)

Aufgrund der Nichtanwendbarkeit der zur Verfügung stehenden Bewertungsschemata für die marine Lebensphase des Störs (BfN 2017) und der fehlenden Vorkommensnachweise aus dem Schutzgebiet wird für den Stör keine gebietsspezifische Bewertung vorgenommen, sondern lediglich die Bewertung für die biogeographische Region nachrichtlich aus dem aktuellen FFH-Bericht (Berichtsperiode 2012 bis 2018, BfN 2019) übernommen. Der FFH-Bewertung zugrunde gelegt wurden überwiegend Expert/innen-aussagen und Daten aus dem Zeitraum 2007 – 2018. **Danach ist der Erhaltungszustand des Baltischen Störs im nationalen Bericht (Berichtsperiode 2012 bis 2018, BfN (2019)) gemäß Art. 17 FFH-RL im Jahr 2013 mit U2 (ungünstig-schlecht) bewertet worden. Dies entspricht im LANA-Schema (LANA 2001) einem Ist-Zustand (C).**

Im Sinne des Vorsorgeansatzes ist davon auszugehen, dass der Ist-Zustand auf Gebietsebene bei einem ungünstig-schlechten Erhaltungszustand auf biogeographischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres **Defizit (-1)** vorliegt.

3.3.3 Weitere Fisch- und Neunaugenarten nach Anh. II FFH-RL

Neben den in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen FFH-Arten kann auch das Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis,* EU-Code 1099) potenziell in den Schutzgebieten

[43] Vorbehaltlich der Entwicklung des Wiederansiedlungsprogrammes.

vorkommen, auch wenn aktuell keine Nachweise aus den Gebieten vorliegen. Ein Vorkommen des Flussneunauges ist jedoch für alle Küstengewässer der gesamten deutschen Ostsee und den angrenzenden Flusssysteme nachgewiesen (HELCOM 2007). Vereinzelt tritt die Art aber auch küstenferner auf (HELCOM 2012). Für das Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) liegen Nachweise für NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" vor (Ellwanger et al. 2015). Darüber hinaus ist auch für die FFH-Art Ostseeschnäpel (*Coregonus maraena*) ein potenzielles Vorkommen in den Schutzgebieten zu erwarten (HELCOM 2013f).

3.3.4 Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten

Neben den FFH-Arten kommen die in Tab. 9 genannten Fischarten, die gemäß nationalen und/oder regionalen Roten Listen als gefährdet eingestuft sind, in mindestens einem der Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Die Meerforelle (*Salmo trutta*) kommt im NSG „Fehmarnbelt" und „Pommersche Bucht – Rönnebank" vor, Dorsch (*Gadus morhua*) und Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*) kommen in allen Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" kommt der Atlantische Lachs (*Salmo salar*)[44] vor. Der Dorsch ist gleichzeitig lebensraumtypische Art des LRT „Riffe".

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee 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 der Meerforelle in Narberhaus et al. (2012) publiziert.

Tab. 9: Vorkommen weiterer gefährdeter Fischarten in den Meeresschutzgebieten.
x: zutreffend; -: nicht zutreffend; Rote-Liste-Kategorie (Thiel et al. (2013), Regionale Liste Ostsee; Meerforelle: Freyhof (2009): *: ungefährdet, 0: ausgestorben oder verschollen, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet; IUCN (2019): LC: least concern, NT: near threatened, VU: vulnerable, EN: endangered, CR: critically endangered

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname	Rote-Liste-Kategorie	IUCN (2019)	HELCOM (2013e)
Anguilla anguilla	Europäischer Aal	2	CR	CR
Gadus morhua	Dorsch	*	VU	VU
Salmo salar	Atlantischer Lachs	3	VU	VU
Salmo trutta	Meerforelle	*	LC	VU

[44] Gemäß Anhang II FFH-RL nur im Süßwasser FFH-Art.

3.4 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 (vergleiche (Krause et al. 2008)). Dem Auswahlmodus (BfN (2017), Anhang 3) folgend sind dies in der Ostsee im LRT „Sandbänke“ Eisente, Trauerente, Samtente, Rothalstaucher, Ohrentaucher, Sterntaucher, Prachttaucher sowie im LRT „Riffe“ Eisente, Samtente und Gryllteiste (jeweils NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“).

Die in Tab. 10 aufgelisteten Seevogelarten sind in der Verordnung zum NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als Schutzgut mit besonderem Schutzzweck (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) für den Bereich IV 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ Soll-Zustände festgelegt und die Ist-Zustände bewertet.[45] Im Folgenden werden daher alle Beschreibungen und Bewertungen für diese Arten sowohl für das gesamte Komplexgebiet als auch nur für Bereich IV vorgenommen. Die Angaben für Bereich IV sind insbesondere im Kontext von Zulassungsverfahren von Interesse; zu Managementzwecken werden die Angaben auf Komplexgebietsebene gebraucht.

Eiderente, Mittelsäger, Haubentaucher, Kormoran, Zwerg-, Lach-, Mantel-, Silber- und Heringsmöwe (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, da sie in den Schutzgebietsverordnungen nicht namentlich genannt werden.

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

[45] Eine Ausnahme stellt das Vorkommen des global seltenen Gelbschnabeltauchers im NSG dar. Es ist noch nicht genau genug bekannt, um eine Bewertung vornehmen zu können.

Tab. 10: Schutz- und Gefährdungsstatus der Seevögel aus dem besonderen Schutzzweck im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.
PBR: „Pommersche Bucht – Rönnebank“; x: zutreffend; -: nicht zutreffend
[+]: geschützte Vogelart gemäß VRL Anhang I
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, V: Vorwarnliste, *: ungefährdet; k.B.: kein Brutvogel in Deutschland; BirdLife-International (2015); BirdLife International (2018) / Herrmann et al. (2013): 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)

		Schutzstatus				Gefährdungsstatus				
Deutscher Artname (Wissenschaftlicher Artname)	**Schutzgebiet[46]**	**EU-Code geschützte Vogelart gemäß VRL Anhang I**	**EU-Code geschützte Zugvogelart gemäß VRL**	**Schutzgut gemäß AEWA (unter der Bonner Konvention, 1995)**	**Schutzgut gemäß Berner Konvention, 1979**	**Weltweiter Gefährdungsstatus (BirdLife International 2018)**	**European Red List of Birds (BirdLife-International 2015)**	**HELCOM Red List of Birds (Herrmann et al. 2013)**	**Rote-Liste-Kategorie Brutvögel**	**Rote-Liste-Kategorie wandernder Vogelarten**
Eisente (*Clangula hyemalis*)	PBR (Ber. IV)		A064	x	A III	VU	VU	EN	k.B.	V
Trauerente (*Melanitta nigra*)	PBR (Ber. IV)		A065	x	A III	LC	LC	EN	k.B.	*
Samtente (*Melanitta fusca*)	PBR (Ber. IV)		A066	x	A III	VU	VU	EN	k.B.	1
Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*)	PBR (Ber. IV)		A006	x	A II	LC	LC	EN	*	*
Ohrentaucher (*Podiceps auritus*)	PBR (Ber. IV)	A007	A007	x	A II	VU	NT	NT	1	R
Sterntaucher (*Gavia stellata*)	PBR (Ber. IV)	A001	A001	x	A II	LC	LC	CR	k.B.	2
Prachttaucher (*Gavia arctica*)	PBR (Ber. IV)	A002	A002	x	A II	LC	LC	CR	k.B.	*
Gelbschnabeltaucher *(Gavia adamsii)*	PBR (Ber. IV)		A010	x	A II	NT	VU	LC	k.B.	R
Tordalk (*Alca torda*)	PBR (Ber. IV)		A200	x	A III	NT	NT	LC	R	*
Trottellumme (*Uria aalge*)	PBR (Ber. IV)		A199	x	A III	LC	NT	LC	R	*
Grylleiste (*Cepphus grylle*)	PBR (Ber. IV)		A202	x	A III	LC	LC	NT/VU[47]	k.B.	1
Sturmmöwe (*Larus canus*)	PBR (Ber. IV)		A182	x	A III	LC	LC	LC	*	*

[46] Schutzgut gemäß *allgemeinem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und *besonderem* Schutzzweck in Bereich IV
[47] *C. g. grylle*: NT, *C. g. arcticus:* VU

Tab. 11: Schutz- und Gefährdungsstatus von Eiderente, Mittelsäger, Haubentaucher, Kormoran, Zwerg-, Mantel-, Herings-, Lach- und Silbermöwe.
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; BirdLife-International (2015); BirdLife International (2018) / Herrmann et al. (2013): 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)

		Schutzstatus				Gefährdungsstatus				
Deutscher Artname (Wissenschaftlicher Artname)	**Schutzgebiet**[48]	**EU-Code geschützte Vogelart gemäß VRL Anhang I**	**EU-Code geschützte Zugvogelart gemäß VRL**	**Schutzgut gemäß AEWA (unter der Bonner Konvention, 1995)**	**Schutzgut gemäß Berner Konvention, 1979**	**Weltweiter Gefährdungsstatus (BirdLife International 2018)**	**European Red List of Birds (BirdLife-International 2015)**	**HELCOM Red List of Birds (Herrmann et al. 2013)**	**Rote-Liste-Kategorie Brutvögel**	**Rote-Liste-Kategorie wandernder Vogelarten**
Eiderente *(Somateria mollissima)*	PBR (Ber. IV)		A063	x	A III	NT	VU	EN	*	*
Mittelsäger *(Mergus serrator)*	PBR (Ber. IV)		A069	x	A III	LC	NT	VU	*	*
Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*	PBR (Ber. IV)		A005	x	A III	LC	LC	LC	*	*
Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*	PBR (Ber. IV)		A017	x	A III	LC	LC	LC	*	*
Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*	PBR (Ber. IV)	A177	A177	x	A II	LC	NT	NT	R	*
Lachmöwe *(Chroicocephalus ridibundus)*	PBR (Ber. IV)		A179	x	A III	LC	LC	LC	*	*
Mantelmöwe (*Larus marinus*)	PBR (Ber. IV)		A187	x	-	LC	LC	LC	*	*
Silbermöwe *(Larus argentatus)*	PBR (Ber. IV)		A184	x	-	LC	NT	LC	*	*
Heringsmöwe (*Larus fuscus*)	PBR (Ber. IV)		A183	x	-	LC	LC	LC	*	*/1[49]

Datengrundlagen

Für die Seevögel liegen aus der deutschen AWZ Monitoringdaten (vergleiche Zwischenbericht von (Markones et al. 2015) vor, die bislang im Kontext der biogeographischen Regionen und im Rahmen der Berichtspflichten nach Art. 12 VRL ausgewertet wurden

[48] Schutzgut gemäß *allgemeinem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“
[49] *L. f. intermdius*: *, *L. f. fuscus*: 1

(nationaler Vogelschutzbericht[50]). Die Angaben aus dem Vogelschutzbericht sind für ein gebietsbezogenes Management allerdings nicht nutzbar, da Informationen artweise aus Nord- und Ostsee sowie dem Binnenland zusammengefasst werden und kein Bezug zu einzelnen Vogelschutzgebieten (SPA) hergestellt wird. Hier werden daher die unveröffentlichten Daten und Analyseergebnisse des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (FTZ), die in die deutsche VRL-Berichterstattung einfließen, zur Bestandsbeschreibung und Bewertung der Erhaltungsgrade auf Gebietsebene herangezogen. Analog zur VRL-Berichterstattung werden hier die Jahre 2011-2016 als Bewertungszeitraum genutzt.

Für Seevögel in der Ostsee wurden Daten von schiffs- und flugzeuggestützten Transektzählungen ab 2000 verwendet, die nach international standardisierten Methoden (Diederichs et al. 2002; Garthe 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 Jahreszeit entstammen Modellierungen, bei denen die Vogeldichte (Individuen pro km²) basierend auf dem ganzen verfügbaren Datensatz für ein 1x1 km-Raster als Mittel über die Jahre des Zeitraums 2011-2016 berechnet wurde. Dies geschah bei jeder Vogelart separat für die vier Jahreszeiten Winter, Frühjahr, Sommer (Brutzeit) und Herbst, wobei diese Jahreszeiten artspezifisch festgelegt wurden (siehe Markones et al. 2015). Die Methode für die Berechnung von Bestandsgrößen ist bei Mercker (2019) ausführlicher erläutert.

Als Grundlage zur Bewertung der **Populationsgröße** im Bewertungszeitraum wurde als Vergleichswert eine durchschnittliche Gebietskapazität ermittelt (vergleiche (BfN 2017)). Hierzu wurden Daten aus den Jahren 2000–2015 verwendet, der Bewertungszeitraum ist dabei 2011–2015.[51] 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 (2000–2015) verglichen. 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, das heißt, dass weniger Vögel dort rasteten als von der Lebensraumbeschaffenheit her möglich gewesen wäre oder

[50] Quelle: https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-vogelschutzbericht/2013.html; 22.07.2019

[51] Bezüglich der Gebietskapazität standen für 2016 noch keine entsprechend ausgewerteten Daten zur Verfügung.

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 IV separat berechneten Werte zu durchschnittlicher Gebietskapazität und Maximalbestand werden für jede Art tabellarisch dargestellt, weil es sich um nicht publizierte, speziell für die hier vorgenommenen Analysen ermittelte Werte handelt.

Die für einen Teil der Seevogelarten jeweils für den Winterbestand berechneten Bestandstrends für die gesamte deutsche Ostsee im Zeitraum 2000–2016 (FTZ unveröffentlicht, zur Berechnung siehe Mercker (2019)) werden als **Bestandstrends** auch für die Schutzgebiete genutzt. Für eine schutzgebietsspezifische Berechnung müsste der Erfassungsaufwand erheblich gesteigert werden. Aufgrund dieser Beschränkung wurden bei der Bewertung des Zustands der Population die schutzgebietsspezifische Populationsgröße stärker gewichtet als der für die gesamte deutsche Ostsee geltende Bestandstrend (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017), 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, die jedoch für das hier verfolgte Ziel einer verlässlichen Aussage über schutzgebietsbezogene Bestandstrends nicht von Bedeutung sind.

Die **Beeinträchtigungen** wurden auf Grundlage der Auswirkungsbewertungen (Kap. 6) eingeschätzt und entsprechend den Angaben in BfN (2017, Anhang 2b) kumulativ eingestuft.

Die Beschreibung der Verbreitung stützt sich beim NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf die oben genannten Auswertungen zur Bestandsgröße, in deren Rahmen auch die Verbreitungskarten in den Kapiteln 3.4.1 bis 3.4.21 erstellt wurden. Die Verbreitungskarten zeigen auf Basis von Monitoringdaten aus den Jahren 2011 bis 2016 modellierte quantitative Vorkommen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in einem Einschub auch in der deutschen Ostsee insgesamt. Da aus der Modellierung keine Nullwerte resultieren, wird als unterste Häufigkeitsstufe bei jeder Art ein Dichtewert von 0,1 % des maximalen Dichtewertes als Schwelle zur nächsthöheren Häufigkeitsstufe benutzt. Diese unterste Häufigkeitsklasse mit Dichtewerten nahe 0 Ind./km² ist als „nicht vorkommend“ zu interpretieren. Zu beachten ist bei den Verbreitungskarten, dass die Skalierung der Häufigkeitsklassen den allgemeinen Häufigkeiten der Arten angepasst wurde. Um Vergleiche zu erleichtern wurde aber bei nah verwandten Arten die gleiche Skalierung verwendet.

Für die NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ ist auch auf publizierte Verbreitungskarten (Sonntag et al. 2006a; Mendel et al. 2008) zurückgegriffen worden. Für das NSG „Fehmarnbelt“ wurden zusätzlich die öffentlich zugänglichen Untersuchungen für die geplante feste Fehmarnbeltquerung (FEMERN A/S 2013a) ausgewertet.

3.4.1 Eiderente (*Somateria mollissima*)

Die Eiderente kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.1.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit leben Eiderenten vor allem in flachen küstennahen Meeresgewässern, in der westlichen Ostsee bevorzugt bei 6-10 m Wassertiefe und über kiesigem bis steinigem Substrat (Mendel et al. 2007). Auf diesen Hartsubstraten leben mit Miesmuscheln die wichtigsten Beutetiere der Eiderente, wenngleich stellenweise auch Islandmuscheln und Sandklaffmuscheln eine Rolle spielen können (Kirchhoff 1979; Meissner & Bräger 1990; Böhme 1993; Kallenborn et al. 1994).

Eiderenten sind vorwiegend tagaktiv und ziehen auch größtenteils bei Tageslicht (Mendel et al. 2008). In der Regel fliegen Eiderenten dabei nahe der Wasseroberfläche. Trotz Variation des Flugverhaltens hinsichtlich Windstärke und –richtung flogen Eiderenten vor der Küste Wangerooges stets tiefer als 25 m (Krüger & Garthe 2001) und bei Helgoland nur zu 3 % höher als 50 m (Dierschke & Daniels 2003). Bradbury et al. (2014) gehen davon aus, dass Eiderenten nur 3 % ihrer Flugzeit in Rotorhöhe von Offshore-Windparks (20-150 m) verbringen.

3.4.1.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In Deutschland kommen Eiderenten der biogeographischen Population „Ostsee, Wattenmeer“ vor. In vergleichsweise kleiner Zahl brüten sie an den Küsten von Nord- und Ostsee (insgesamt 1.000-1.400 Paare, davon nur etwa 100 an der Ostsee, (Gedeon et al. 2014), sehr viel häufiger sind sie als Wintergäste (Nord- und Ostsee) sowie als Mauservögel (im Wattenmeer). In der deutschen Ostsee sind Wintergäste vor allem von November bis März in Küstengewässern anzutreffen. Ihre Häufigkeit nimmt von West nach Ost deutlich ab. Verbreitungsschwerpunkte sind dann die küstennahen Meeresgebiete von der Kieler Bucht bis zur Wismarbucht, auch westlich des Darß gibt es noch ein stärkeres Auftreten. Östlich der Darßer Schwelle ist das Vorkommen dagegen vergleichsweise gering (Mendel et al. 2008). Es wird vermutet, dass dieses Verbreitungsmuster mit der Nahrungsverfügbarkeit zusammenhängt, speziell mit der entlang des Salzgehaltsgradienten abnehmenden Größe der Miesmuscheln (Nehls & Struw-Juhl 1998).

Auf dem Zug überqueren alle in der Nordsee überwinternden Eiderenten im Frühjahr und Herbst das schleswig-holsteinische Festland. Im Westteil der Ostsee findet der stärkste Zug durch den Fehmarnbelt statt. Östlich davon verlaufen die Zugwege entlang der dänischen und schwedischen Küste, während nur ein kleiner Anteil der Population der Südküste der Ostsee folgt (Berndt & Busche 1993).

NSG „Fehmarnbelt“

Das individuenstarke Wintervorkommen rund um Fehmarn strahlt bis in das NSG „Fehmarnbelt“ aus und konzentriert sich dort auf die flachereren Bereiche im Westen des NSG (FEMERN A/S 2013a). Auch im Herbst und Frühjahr rasten dort viele Eiderenten, während das Vorkommen im Sommer sehr gering ist (Tab. 12). Der Fehmarnbelt wird im Herbst und Frühjahr von mehreren hunderttausend Eiderenten auf dem Zug durchflogen, beispielsweise wurden im Frühjahr 2009 knapp 324.000 Individuen und im Herbst 2010 knapp 311.000 Individuen erfasst, größtenteils jedoch an den Küsten von Fehmarn und Lolland und nur zu kleineren Teilen in der Mitte des Fehmarnbelts (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Das NSG „Kadetrinne“ liegt am Ostrand des Bereichs der südwestlichen Ostsee, in dem Eiderenten in hohen Dichten rasten (Abb. 12). Wegen der für Eiderenten eher ungünstigen Wassertiefe ist der Bestand dort jedoch kleiner als vor der Westküste des Darß (vgl. (Mendel et al. 2008). Am häufigsten ist die Art im NSG „Kadetrinne“ im Winter (Tab. 12).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Wie in allen Bereichen der deutschen Ostsee, die östlich der Darßer Schwelle liegen, kommen Eiderenten im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu allen Jahreszeiten nur in geringen Individuendichten vor (Tab. 12).

Tab. 12: Rastbestandszahlen der Eiderente für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-31.08., Herbst 01.09.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[52]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	185.000	19,9	130	400	9.000
Sommer	7.000	0,8	III	I	130
Herbst	210.000	22,6	110	650	4.400
Winter	430.000	46,2	70	1.000	20.000

[52] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

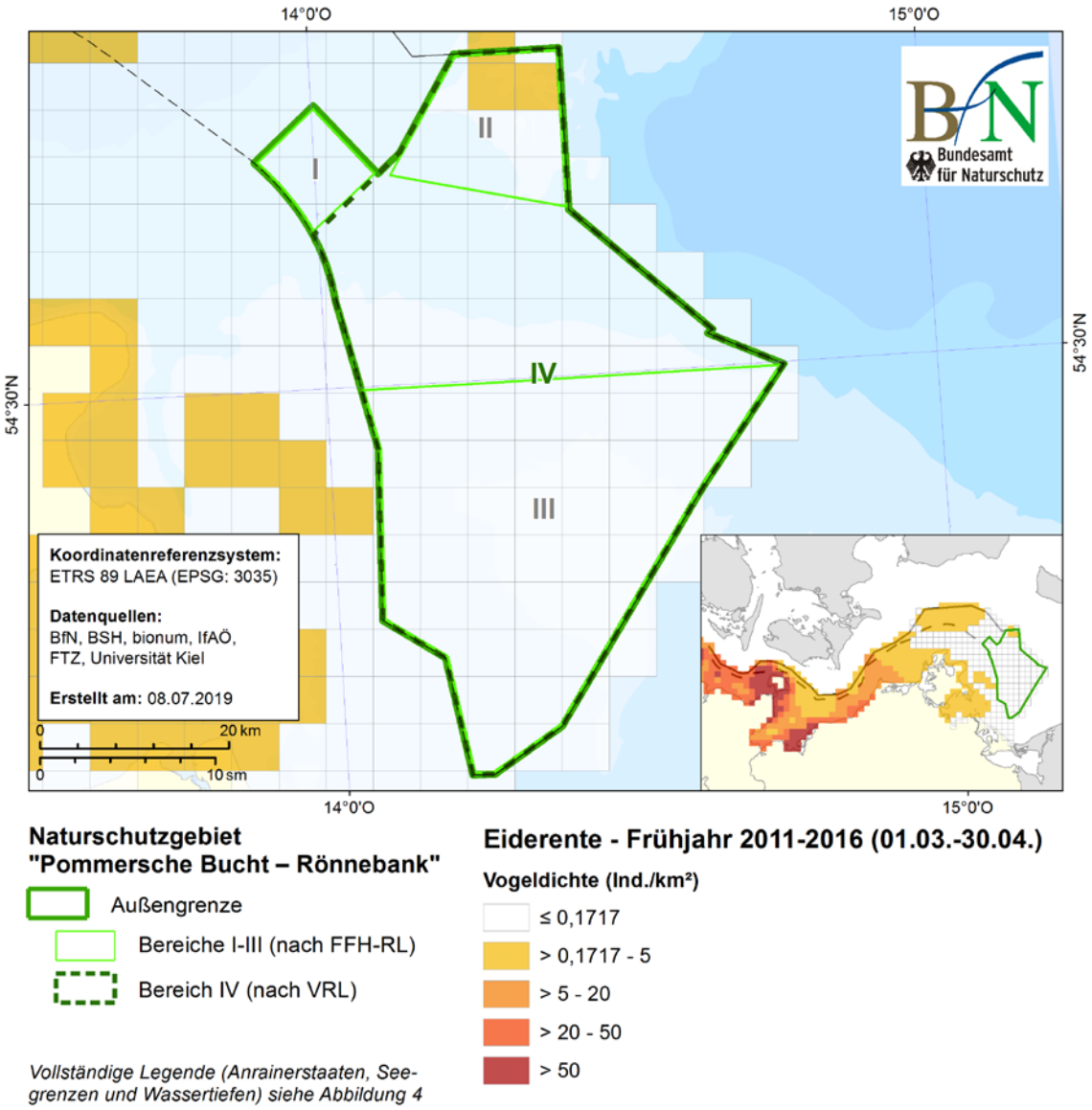


Abb. 12: Mittlere Abundanz der Eiderente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.1.3 Ökologische Funktionen

Die Eiderente ist ein quantitativ bedeutender Topprädator in den Flachwasserbereichen der südwestlichen Ostsee, insbesondere im Bereich von Miesmuschelbänken. Wegen ihrer Größenselektion bei der Aufnahme von Muscheln (Nehls 1995) hat sie Einfluss auf die Größenverteilungen der Miesmuscheln. Dies gilt auch für den Westteil des NSG „Fehmarnbelt“, wo im Winter durchschnittlich 2,2 % der auf 930.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) leben. Aufgrund des viel schwächeren Vorkommens hat die Art in den NSG „Kadetrinne“ (bis 0,1 % der biogeographischen Population) und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (<0,1 %) keine solch bedeutende Funktion.

Wie räumlich-zeitliche Aufenthaltsmuster besenderter Vögel zeigen, sind Rastgebiete insbesondere im Bereich des Fehmarnbelts stark miteinander vernetzt (FEMERN A/S 2013a). Die Standarddatenbögen für benachbarte EU-Vogelschutzgebiete weisen Rastbestände von 120.000 Individuen (SPA „Östliche Kieler Bucht“) und 45.000 Individuen (SPA „Ostsee östlich Wagrien“) aus. Auf den Wanderungen zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten kommen Eiderenten auch in vielen anderen Natura 2000-Gebieten entlang der Zugwege vor, so dass das NSG als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks anzusehen ist. Aufgrund der quantitativ kleineren Rastbestände gilt dies in geringerem Umfang auch für die beiden anderen NSG.

3.4.2 Eisente (*Clangula hyemalis*)

3.4.2.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Eisenten überwiegend auf küstennahen Brack- und Salzgewässern zur Nahrungssuche an Flachgründen und flacheren Küstengebieten mit meist bis 20 m Wassertiefe auf. In der deutschen Ostsee bevorzugen sie Wassertiefen von 6–15 m, außerdem sind sie verstärkt in Meeresgewässern über Grob- und Feinsanden zu finden (Mendel et al. 2008). In der deutschen Ostsee finden sich die größten zusammenhängenden Bereiche mit Feinsand in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen, wo Eisenten in den höchsten Individuendichten auftreten.

Eisenten erbeuten ihre Nahrung indem sie bis zum Grund tauchen, wobei sie 15–40 Sekunden unter Wasser bleiben. In den Winterquartieren der Ostsee besteht die Nahrung überwiegend aus Bivalvia (vor allem *Cerastoderma glaucum*, *Mya arenaria* und *Limecola balthica*), doch ist sie durch Anteile von Polychaeten, Echinodermen, Crustaceen und Fischen vielfältig (Madsen 1954; Kirchhoff 1979; Leipe 1985; Stempniewicz 1995; Evert 2004). Im Frühjahr tritt Heringslaich als wichtige Nahrungsquelle hinzu, besonders im Greifswalder Bodden (Leipe 1985; Barthelmes 2016) Aufgrund ihrer Habitat- und Nahrungswahl gilt die Eisente als lebensraumtypische Art für die LRT „Sandbänke" und „Riffe“. [53]

Flugbewegungen von Eisenten finden nach Einschätzung von King et al. (2009) vorwiegend in einer Höhe von weniger als 5 m über der Wasseroberfläche statt, auch ziehende Vögel beim Feuerschiff „Fehmarnbelt“ flogen meist weniger als 10 m hoch und nur selten höher als 20 m (Berndt & Busche 1993). Eisenten ziehen meist in kleinen Trupps, jedoch schließen sie sich an starken Zugtagen mitunter zu größeren Scharen zusammen. Außerhalb der Brutzeit sind Eisenten in den marinen Überwinterungsgebieten, in denen bereits die Balz stattfindet, sehr gesellig.

[53] Gilt aufgrund des in Kapitel 3.4.2.2 beschriebenen Vorkommens nur für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

3.4.2.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland vorkommenden Eisenten gehören zur biogeographischen Population „W-Sibirien, N-Europa (Brutzeit)“. Sie brüten nicht in Deutschland, sondern halten sich während des Zuges (ab Oktober bis Anfang Mai) und im Winter sowie selten und unregelmäßig im Sommer auf Nord- und Ostsee auf.

In der deutschen Ostsee weisen Eisenten von allen Entenarten die höchsten Individuenzahlen auf und sind darüber hinaus am weiträumigsten verbreitet. Sie kommen in großer Anzahl in den küstennahen Flachwassergebieten sowie auf küstenfernen Flachgründen vor. Ab November findet ein starker Zug von den Brutgebieten in die deutschen Ostseegebiete statt und im Laufe des Herbstes bilden sich große Konzentrationen in der Kieler Bucht sowie in der Pommerschen Bucht, dort vor allem im Bereich der Oderbank und auf dem Adlergrund. Auch im Greifswalder Bodden halten sich im Herbst viele Eisenten auf (Sonntag et al. 2006a).

Im Winter weist die Art ein weiträumiges Vorkommen mit hohen Dichten in weiten Teilen der Pommerschen Bucht inklusive Greifswalder Bodden und bis zum Adlergrund auf. Weitere Konzentrationsgebiete befinden sich nördlich von Darß und Zingst sowie in der Kieler Bucht. In geringeren Dichten sind Eisenten auch in den küstennahen Bereichen entlang der Mecklenburger Bucht verbreitet (Sonntag et al. 2006a).

Im Frühjahr verändert sich die Verteilung kaum. Die hohen Dichten im Küstenbereich der westlichen Ostsee, nördlich von Darß und Zingst sowie in der Pommerschen Bucht bis zum Adlergrund bleiben bestehen (Sonntag et al. 2006a). Im Greifswalder Bodden profitieren die Eisenten im Frühjahr von den einwandernden Heringsschwärmen (*Clupea harengus*), deren Laich eine besonders proteinhaltige Nahrungsquelle darstellt (Leipe 1985).

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ kommen Eisenten im Winterhalbjahr in geringer Individuendichte vor (Mendel et al. (2008); FEMERN A/S (2013a), Tab. 13). Aufgrund der Wassertiefe ist das Gebiet für Eisenten als eher ungünstig für die Nahrungssuche einzuschätzen. Auf dem Zug wird das NSG von Eisenten durchquert (Berndt & Busche 1993).

NSG „Kadetrinne“

Im Winter und Frühjahr wurden Eisenten in geringer Individuendichte im NSG „Kadetrinne“ nachgewiesen (Sonntag et al. (2006a); Mendel et al. (2008), Tab. 13). Wegen der vorherrschenden Wassertiefe ist die Nahrungssuche dort wahrscheinlich nicht profitabel. Aufgrund seiner geografischen Lage ist anzunehmen, dass das NSG auf dem Zug von vielen der weiter westlich überwinternden Eisenten durchflogen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Der Rastbestand von Eisenten im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ baut sich ab November auf und erreicht im Winter seine höchsten Werte (Tab. 13). Das Vorkommen nimmt mit dem Abzug in die Brutgebiete ab April stark ab. Die Nachweise im Mai betreffen meist späte Heimzügler, in den Hochsommermonaten halten sich gewöhnlich nur sehr wenige Eisenten im NSG auf. Das gesamte Schutzgebiet ist Überwinterungs- und Rastgebiet mit geeigneten Nahrungsressourcen für Eisenten, doch sind besonders hohe Individuendichten auf dem Adlergrund und der Oderbank zu beobachten (Abb. 13).

Tab. 13: Rastbestandszahlen der Eisente für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-30.09., Herbst 01.10.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)**	**nachrichtlich[54]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)**
Frühjahr	330.000	20,6	84.000	150	600
Sommer	1.400	0,1	800	I	I
Herbst	84.000	5,3	52.000	III	130
Winter	355.000	22,2	145.000	260	600

[54] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

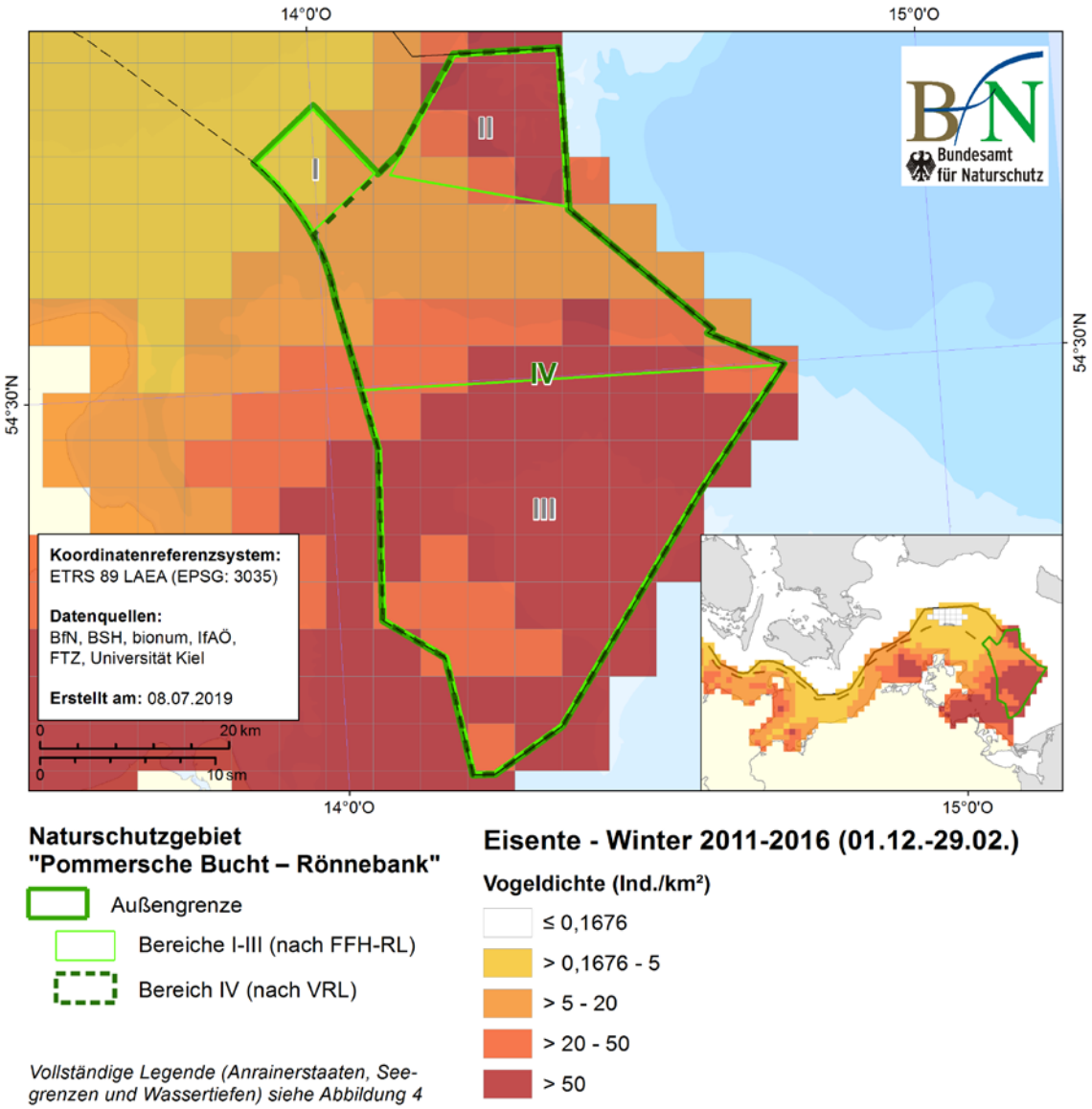


Abb. 13: Mittlere Abundanz der Eisente im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.2.3 Ökologische Funktionen

Als häufigste Muscheln fressende Vogelart spielt die Eisente in vielen Bereichen der Ostsee eine wichtige Rolle als Topprädator. Zwar werden die Muschelpopulationen der Pommerschen Bucht hinsichtlich der von Eisenten entnommenen Biomasse insgesamt nur wenig beeinflusst, doch werden die nutzbaren Größenklassen der Muscheln im Winterhalbjahr bei hoher Muscheldichte zu etwa 10 %, bei geringer Muscheldichte dagegen aber zu 96 % konsumiert (Kube & Skov 1996). Dadurch wird in Jahren mit geringer Muscheldichte das Größenspektrum der Muschelpopulation deutlich beeinflusst. In den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“, wo Eisenten in viel geringeren Zahlen auftreten, ist deren Einfluss auf das Benthos vernachlässigbar.

Dass die Eisente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ eine herausragende ökologische Funktion einnimmt, ergibt sich aus den sehr hohen Rastbeständen vor allem im Winter, aber auch im Herbst und Frühjahr. Der mittlere Winterbestand von 145.000 Individuen entspricht einem Anteil von 9,1 % an der biogeographischen Population, deren Größe auf 1.600.000 Individuen geschätzt wird (Wetlands International 2019) und von der allein 1.486.000 in der Ostsee überwintern (Skov et al. 2011). Die Rastbestände in den Schutzgebieten der südlichen Ostsee sind stark miteinander vernetzt, worauf zum Beispiel häufige Flugbewegungen bei Hiddensee auch außerhalb der Zugzeiten (Garthe et al. 2003a) und die Verlagerung von Beständen in den Greifswalder Bodden während der Heringslaichzeit hinweisen. Die Standarddatenbögen für benachbarte EU-Vogelschutzgebiete geben Rastbestände von 47.000 Individuen (SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“), 42.000 Individuen (SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“) und 55.000 Individuen (SPA „Westliche Pommersche Bucht“) an. Auch für das östlich angrenzende polnische SPA „Zatoka Pomorska“ ist nach publizierten Angaben mit mindestens fünfstelligen Individuenzahlen zu rechnen (Garthe et al. 2003a; Skov et al. 2011), obwohl im SDB nur 60 Individuen genannt werden. Das Vorkommen auf dem Adlergrund setzt sich nordwärts in das dänische FFH-Gebiet „Adler Grund og Rønne Banken“, das allerdings nicht explizit für Eisenten ausgewiesen ist, fort (Mendel et al. 2008). Auf den Wanderungen zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten besuchen die Vögel des NSG auch weitere Natura 2000-Gebiete entlang der Zugwege, daher kann das NSG als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks gelten. In kleinem Umfang trifft dies auch auf die beiden anderen NSG zu.

3.4.2.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, zeigen der hohe Populationsanteil rastender Eisenten im Frühjahr und die nachgewiesene Vernetzung mit anderen Natura 2000-Gebieten die herausragende Bedeutung, die das Komplexgebiet 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 der Eisente einnimmt, zumal der beim Ostsee-Winterbestand festgestellte starke Rückgang (von 4,2 Millionen Individuen um 1990 auf ca. 1,6 Millionen Individuen um 2005, (Skov et al. 2011) unter anderem auf schlechten Bruterfolg zurückzuführen ist (Hario et al. 2009). Da Eisenten die Nähe von Offshore-Windparks stark meiden, stellt das von solchen Anlagen freie NSG inzwischen einen für die Art sehr wichtigen unverbauten Lebensraum dar. Die Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt wird daher als besonders hoch eingestuft. **Für Bereich IV 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 NSGPBRV im gesamten NSG die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen und für Bereich IV die Eisente in § 7 Abs. 1 NSGPBRV ausdrücklich genannt wird.

3.4.2.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Bewertungszeitraum (2011–2015) ist die durchschnittliche Gebietskapazität im Winter weder in Bereich IV noch im Komplexgebiet erreicht worden (Tab. 14). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei hat sich für den Winterbestand trotz der zuletzt im NSG deutlich kleineren Anzahlen rastender Eisenten kein statistisch signifikanter Trend ergeben (Trend = 0,948, p = 0,271, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium als gut (B) bewertet wird. Gemäß der in (BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein guter Wert (B) beim Bestandstrend bei gleichzeitiger Bewertung der Populationsgröße mit (C) nicht zu einer Aufwertung, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit Stufe **C (mittel bis schlecht)** bewertet wird.

Tab. 14: Durchschnittliche Gebietskapazität der Eisente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	152.347	98.713	C
Komplex-gebiet	Winter	152.394	98.713	C

Im gesamten Schutzgebiet sind die rastenden Eisenten Beeinträchtigungen durch menschliche Nutzungen ausgesetzt. Besonders gravierend sind die Individuenverluste, die durch Ertrinken in Stellnetzen auftreten (Kapitel 6.6.3). Teile des Meeresgrundes, in dem die von Eisenten zur Ernährung benötigten Muscheln leben, werden von der grundberührenden Schleppnetzfischerei beeinträchtigt (Kapitel 6.4.3). Zu Fluchtreaktionen, verbunden mit Barrierewirkungen und temporären Lebensraumverlusten kommt es vor allem durch die Berufsschifffahrt (Kapitel 6.1.3) und die verschiedenen Metiers zuzurechnenden Fischereifahrzeuge (Kapitel 6.4.3, 6.5.3, 6.6.3 und 6.8.3), im Bereich I zusätzlich durch den Schiffsverkehr zwischen Mukran und dem Offshore-Windpark (OWP) „Wikinger“ (Kapitel 6.13.3). Mit der Schifffahrt gehen auch Emissionen von Müllobjekten und Öl einher, die zu Verstrickung bzw. Gefiederverölung sowie nachfolgend zum Tod von Individuen führen kann (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Im Bereich des Adlergrundes treten zusätzliche Störungen durch den Sand- und Kiesabbau im unmittelbar benachbarten Teil des dänischen Seegebiets auf (Kapitel 6.11.3). Aufgrund der Summe der anthropogenen Einflüsse wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** für Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 aufgeführten Kriterien (C-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in (BfN 2017)) den **Ist-Zustand (C)** in Bereich IV und Komplexgebiet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **starkes Defizit (-2)**.

3.4.3 Trauerente (*Melanitta nigra*)

3.4.3.1 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). Eine Wassertiefe von 5–15 m wird bevorzugt (Skov et al. 2011), die maximale Tauchtiefe ist 30 m (Madsen 1954). Bisher konnten über 30 verschiedene Muschelarten als Nahrung nachgewiesen werden, daher ist es sehr wahrscheinlich, dass die Nahrungswahl eher von der Häufigkeit, Verfügbarkeit, Morphologie und dem Energiegehalt der Beute beeinflusst wird, als dass Trauerenten auf bestimmte Muschelarten festgelegt sind (Fox 2003; Kaiser et al. 2006b). Bei Untersuchungen von Stellnetzopfern in der südlichen Ostsee dominierten jeweils unterschiedliche Muschelarten in der Nahrung, und zwar Herz-, Mies-, Baltische Platt- und Sandklaffmuscheln (Kirchhoff 1979; Meissner & Bräger 1990; Stempniewicz & Meissner 1999; Evert 2004). Die Trauerente gilt als lebensraumtypische Art für den LRT „Sandbänke“.[55]

Trauerenten sind hauptsächlich tagaktiv, das Zuggeschehen findet jedoch stellenweise auch 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). Beim Zug entlang der südfinnischen Küste herrschen dagegen Flughöhen von 100–250 m vor (Mendel et al. 2008). 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.

3.4.3.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Trauerenten halten sich ganzjährig in der deutschen Ostsee auf, brüten aber nicht in Deutschland. Das Vorkommen ist dabei größtenteils auf küstennahe Flachwassergebiete oder Flachgründe im Offshore-Bereich beschränkt. Im küstenfernen Bereich und damit in der AWZ kommen Trauerenten nur selten und in sehr geringen Anzahlen in Gebieten mit mehr als 20 m Wassertiefe vor (Mendel et al. 2008).

Der Verbreitungsschwerpunkt liegt in der Pommerschen Bucht, insbesondere im Bereich der Oderbank. Große Anzahlen halten sich zudem in der Kieler Bucht auf, kleinere

[55] Gilt aufgrund des in Kapitel 3.4.3.2 beschriebenen Vorkommens nur für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Vorkommen gibt es in der Mecklenburger Bucht, im Bereich von Darß/Zingst und auf dem Plantagenetgrund (Abb. 14). Die größten Anzahlen erreicht das Vorkommen im Frühjahr. Im Sommer treten Trauerenten fast ausschließlich in der Pommerschen Bucht im Bereich der Oderbank auf. Hier erreichen sie zeitweise ein weiträumiges Vorkommen mit hohen Dichten, doch scheint der Sommerbestand in verschiedenen Jahren zahlenmäßig stark zu schwanken (Sonntag et al. 2004). Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit dem Mausergebiet in der Nordsee vor der Westküste Schleswig-Holsteins (Deppe 2003).

Von Juli bis September findet über der Ostsee nördlich der Küste Mecklenburg-Vorpommerns ein starker Mauserzug statt (Nehls & Zöllick 1990), der schließlich über Schleswig-Holstein hinweg in die Nordsee führt (Berndt & Busche 1993). Starker Zug nach Osten ist entlang der Küste Mecklenburg-Vorpommerns besonders im März/April zu bemerken und wird zum Beispiel bei Hiddensee auf 150.000 Individuen geschätzt (Dierschke & Helbig 2008).

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ halten sich vergleichsweise wenige Trauerenten auf (Tab. 15, Abb. 14, siehe auch Garthe et al. (2003a); Mendel et al. (2008); (FEMERN A/S 2013a)). Ursache dürfte die Wassertiefe sein, die ein Tauchen bis zum Grund zur Nahrungssuche nicht profitabel erscheinen lässt. Während der Zugzeiten (besonders im April) wird das Gebiet von vielen Trauerenten durchflogen (Berndt & Busche 1993; FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Aufgrund der großen Wassertiefe ist das NSG „Kadetrinne“ für Nahrung suchende Trauerenten ungeeignet, so dass nur vereinzelte Rastvorkommen festgestellt wurden (Sonntag et al. 2006a; Mendel et al. 2008) (Abb. 14, Tab. 15). Die Lage des NSG macht es wahrscheinlich, dass dieses Gebiet besonders im Herbst von vielen Trauerenten auf dem Zug durchquert wird. Ein Indiz dafür ist, dass im Frühjahr 2003 vom Darßer Ort aus etwa 145.000 ziehende Trauerenten gezählt wurden (Bellebaum et al. 2006b) und somit sehr wahrscheinlich das genau westlich davon gelegene NSG von diesen Vögeln durchquert wurde.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kommen Trauerenten ganzjährig vor (Tab. 15). Auf den vergleichsweise geringen Winterbestand folgt ein Maximum im Frühjahr. Offensichtlich ziehen vor dem Abzug in die Brutgebiete Vögel aus westlich gelegenen Überwinterungsgebieten zu. Der Heimzug in die Brutgebiete kann sich bis in den Mai erstrecken, doch können die Bestände im Sommer zumindest in einigen Jahren die gleiche Größenklasse wie im Frühjahr erreichen. Das NSG ist sowohl Winter- und Rast- als auch Übersommerungs- und Mausergebiet und bietet Trauerenten während des ganzen Jahres geeignete Nahrungsressourcen. Die höchsten Individuendichten werden

im Bereich der Oderbank erreicht, doch kommen Trauerenten auch in allen anderen Bereichen des NSG vor (Abb. 14).

Tab. 15: Rastbestandszahlen der Trauerente für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank", jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 31.05., Sommer 01.06.-30.09., Herbst 01.10.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" (2011–2016)**	**nachrichtlich[56]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne" (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt" (2011–2016)**
Frühjahr	675.000	82,8-98,3	230.000	650	6.500
Sommer	135.000	16,6-19,7	125.000	80	I
Herbst	330.000	40,5-48,0	160.000	750	750
Winter	385.000	47,2-56,0	55.000	1.100	3.000

[56] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne" und „Fehmarnbelt" kein Schutzgut.

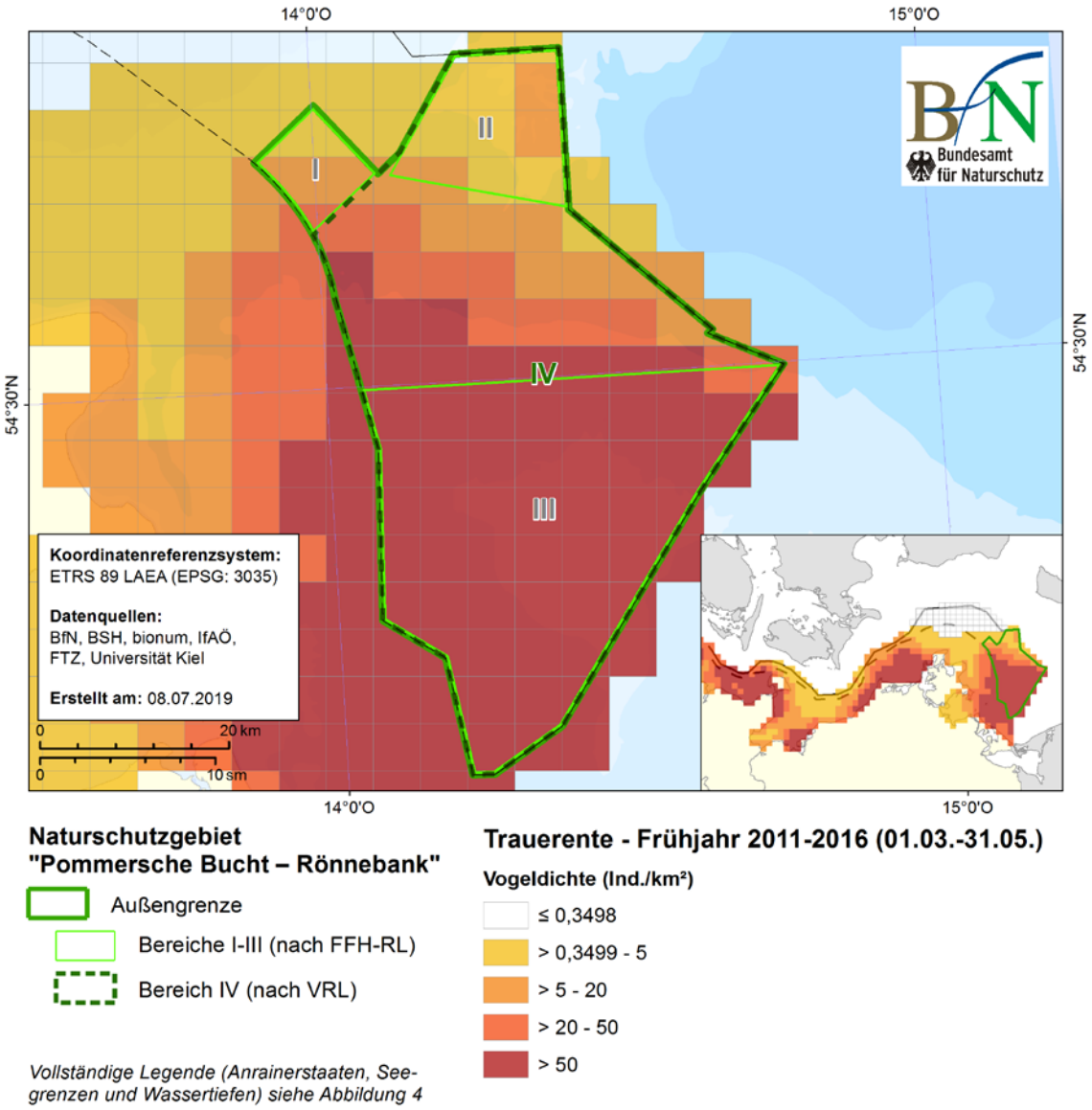


Abb. 14: Mittlere Abundanz der Trauerente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.3.3 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ der Fall, während sie in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ in viel kleinerer Zahl auftritt.

Die besondere ökologische Funktion der Trauerente im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ergibt sich aus den zeitweise hohen Rastbeständen im Frühjahr von im Mittel 230.000 Individuen, was 28,2 % bis 33,5 % der auf 687.000 bis 815.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) ausmacht.

Zudem ist das NSG Bestandteil eines Schutzgebietsnetzes im Bereich um Rügen bzw. östlich anschließend in polnischen Gewässern. Die Standarddatenbögen der anderen EU-Vogelschutzgebiete nennen Rastbestände von Trauerenten in Höhe von 17.000 Individuen (SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“), 4.700 Individuen (SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“), 50.000 Individuen (SPA „Westliche Pommersche Bucht“) und 5.000 Ind. (SPA „Zatoka Pomorska“). 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 neben anderen als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks gelten kann.

Auch die beiden anderen NSG sind Bestandteile dieses Schutzgebietsnetzwerkes. Beim NSG „Kadetrinne“ besteht eine räumliche Nähe zu den Rastvorkommen in den SPA „Plantagenetgrund“ (11.000 Individuen laut Standarddatenbogen) und „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (17.000 Individuen laut Standarddatenbogen). Für das NSG „Fehmarnbelt“ besteht eine Vernetzung mit den SPA „Östliche Kieler Bucht (75.000 Individuen) und „Ostsee östlich Wagrien“ (35.000 Individuen).

3.4.3.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Angesichts der unter dem Abschnitt **„Ökologische Funktionen“** dargestellten Verhältnisse ist das NSG als wichtiger Bestandteil des Natura 2000-Schutzgebietsnetzwerks zu sehen, welches im Bereich der südlichen Ostsee bedeutende Anteile der biogeographischen Population beherbergt. Dabei spielt die Oderbank nicht nur eine zentrale Rolle bei Überwinterung und Rastvorkommen auf dem Zug, sondern dient darüber hinaus auch als Mausergebiet. Dabei handelt es sich um das einzige Mausergebiet der Art am Südrand der Ostsee. Das NSG ist frei von Windenergieanlagen, die von Trauerenten gemieden werden. Der in dieser Hinsicht noch störungsfreie, unzerschnittene Lebensraum unterstreicht die Bedeutung des Gebietes, die insgesamt als für den Arterhalt als besonders hoch eingestuft wird. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der <u>besonders hohen</u> Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 NSGPBRV im gesamten NSG die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Trauerente ist zudem explizit als Schutzzweck in § 7 Abs. 1 NSGPBRV genannt.

3.4.3.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Die durchschnittliche Gebietskapazität ist im Bewertungszeitraum (2011–2015) im Frühjahr, wenn sich die meisten Trauerenten im NSG aufhalten, nicht erreicht worden

(Tab. 16). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei hat sich gezeigt, dass trotz der zuletzt niedrigeren Frühjahrs-Rastbestände im NSG der Winterbestand in der gesamten deutschen Ostsee einen statistisch signifikanten, stark zunehmenden Trend aufweist (Trend = 8,946, $p < 0,001$, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium als hervorragend (A) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN (2017)) dargelegten Aggregationsregeln führt ein hervorragender Wert (A) beim Bestandstrend bei mittlerem bis schlechten Wert (C) bei der Populationsgröße zu einer Aufwertung, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit der Stufe **B (gut)** bewertet wird, gleichermaßen für Bereich IV und Komplexgebiet.

Tab. 16: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trauerente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Frühjahr	145.606	88.116	C
Komplex-gebiet	Frühjahr	145.747	88.116	C

Trauerenten leben im gesamten NSG (Abb. 14) und werden dort von den Auswirkungen verschiedener Nutzungen beeinflusst. Sie gehören zu den Arten, die unter Individuenverluste durch Ertrinken in Stellnetzen leiden, so dass die Stellnetzfischerei allein in dieser Hinsicht eine starke Beeinträchtigung darstellt (Kapitel 6.6.3). Hinzu kommen Störungen durch die eingesetzten Schiffe selbst, da Trauerenten sehr große Fluchtdistanzen gegenüber Wasserfahrzeugen aufweisen. Solche Effekte entstehen in verschiedenen Teilen des NSG auch durch weitere Fischereifahrzeuge (Kapitel 6.4.3, 6.5.3 und 6.8.3), aber auch durch die Berufsschifffahrt (Kapitel 6.1.3) sowie in geringerem Ausmaß, aber dennoch additiv auch durch Militär- und Forschungsschiffe (Kapitel 6.14 und 6.15.3) sowie Serviceverkehr zu Offshore-Windparks (Kapitel 6.13.3). Mit der Schifffahrt gehen jeweils auch Emissionen von Müllobjekten und Öl einher, die zu Verstrickung bzw. Gefiederverölung sowie nachfolgend zum Tod von Individuen führen kann (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Schließlich ist festzustellen, dass durch die grundberührende Schleppnetzfischerei Teile des Lebensraums am Meeresgrund temporär zerstört werden, so dass wegen der dort zeitweise fehlenden Muscheln keine Nahrungsaufnahme möglich ist (Kapitel 6.4.3). Aufgrund der Summe der anthropogenen Einflüsse wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** für Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 zusammengefassten Einzelbewertungen der beiden Kriterien (B-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN (2017)) den **Ist-**

Zustand (C) in Bereich IV und Komplexgebiet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **starkes Defizit (-2)**.

3.4.4 Samtente (*Melanitta fusca*)

3.4.4.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Samtenten in küstennahen Flachwasserzonen sowie in küstenfernen Meeresgebieten auf Flachgründen mit Wassertiefen bis 30 m auf (Berndt & Busche 1993). In der Pommerschen Bucht ergaben Untersuchungen, dass Bereiche mit < 20 m Wassertiefe bevorzugt werden und die höchsten Anzahlen bei 5–10 m Wassertiefe festzustellen sind. In Bereichen mit 20–30 m Wassertiefe sind Samtenten dennoch häufiger als Trauer- und Eisenten (Sonntag et al. 2007).

Ihre Nahrung erbeuten Samtenten überwiegend auf bis zu 50 Sekunden dauernden Tauchgängen zum Meeresgrund. In den marinen Überwinterungsgebieten werden hauptsächlich Mollusken mit Schalenlängen bis zu 4 cm gefressen, die in den oberen 3 cm von reinen, grobkörnigen und sandigen Substraten leben (Fox 2003). In der südlichen Ostsee sind dies vor allem Herz-, Sandklaff- und Baltische Plattmuscheln, zu kleineren Anteilen auch Island- und Miesmuscheln. Daneben werden häufig Fische und Polychaeten, zudem Gastropoden und Crustaceen aufgenommen (Kirchhoff 1979; Stempniewicz & Meissner 1999). Aufgrund ihrer Ernährungsweise gehört die Samtente zu den lebensraumtypischen Arten für die LRT „Sandbänke“ und „Riffe“.[57]

Samtenten suchen in der Regel tagsüber und nur selten nachts ihre Nahrung (Lewis et al. 2005). Zugbewegungen finden überwiegend nachts, aber auch am Tag statt (Berndt & Busche 1993). Ähnlich wie Trauerenten (Krüger & Garthe 2001) fliegen Samtenten auf dem Zug entlang der deutschen Küsten meist flach über dem Wasser, bei Helgoland konnte bei keiner ziehenden Samtente eine Flughöhe von mehr als 50 m festgestellt werden (Dierschke & Daniels 2003), nach Bradbury et al. (2014) fliegen die Art nur zu 3 % höher als 20 m. Analog zu Trauerenten an der südfinnischen Küste ist jedoch denkbar, dass in anderen Bereichen der Ostsee Flughöhen von 100–250 m vorherrschen und einige Samtenten noch höher fliegen.

3.4.4.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland vorkommenden Samtenten gehören zur biogeographischen Population „Ostsee, W-Europa (außerhalb Brutzeit)“; sie brüten nicht in Deutschland, sondern halten sich lediglich während der Zugzeiten, im Winter und selten im Sommer in Nord- und Ostsee auf.

In der deutschen Ostsee konzentrieren sich Samtenten im östlichen Bereich, wo sie nahezu ganzjährig in küstenfernen Gebieten der Pommerschen Bucht anzutreffen sind

[57] Gilt aufgrund des in Kapitel 3.4.4.2 beschriebenen Vorkommens nur für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

(Abb. 15). Im Herbst bildet sich ein weiträumiges Vorkommen mit hohen Dichten auf der Oderbank. Dieser Konzentrationsschwerpunkt dehnt sich im Winter noch weiter nach Norden in Richtung Adlergrund aus und bleibt bis ins Frühjahr mit hohen Anzahlen bestehen. Zu dieser Jahreszeit halten sich Samtenten auch stark konzentriert in den tieferen Bereichen zwischen Oderbank und Adlergrund auf. In geringer Anzahl treten Samtenten auch in küstennäheren Gewässern auf, insbesondere im Winter und Frühjahr am Eingang zum Greifswalder Bodden. Westlich von Rügen kommt die Art nur vereinzelt und in geringen Dichten vor.

NSG „Fehmarnbelt“

Weder bei Garthe et al. (2003a) noch bei Sonntag et al. (2006a) und Mendel et al. (2008) sind Vorkommen der Samtente verzeichnet, nach neueren Zählungen umfasst der Rastbestand bis durchschnittlich 120 Individuen im Frühjahr, so dass das deutlich westlich des winterlichen Hauptverbreitungsgebietes gelegene NSG „Fehmarnbelt“ eine untergeordnete Rolle für Samtenten spielt. Aufgrund der großen Wassertiefen ist das NSG größtenteils nicht als Nahrungsgebiet für Samtenten geeignet. Zu den Zugzeiten wird das NSG jedoch von vielen Samtenten durchflogen (Berndt & Busche 1993).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ kommen Samtenten nur selten vor (Tab. 17). Aufgrund der großen Wassertiefen ist das NSG für Samtenten nicht als Nahrungsgebiet geeignet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Ermöglicht durch ein durchgehend vorhandenes Nahrungsangebot kommen Samtenten ganzjährig im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ vor, wobei die größten Anzahlen im Winter und Frühjahr zu beobachten sind (Tab. 17). Besonders hohe Individuendichten wurden am West- und Nordrand der Oderbank festgestellt (Abb. 15). Der Winterrastbestand baut sich ab Oktober auf, im April verlassen fast alle Samtenten das NSG in Richtung ihrer Brutgebiete. Im Jahr 2003 wurde erstmals ein kleines Sommervorkommen mit einzelnen mausernden Tieren auf und nordwestlich der Oderbank beobachtet (Sonntag et al. 2004). Die Individuenzahl dieses Vorkommens schwankt zwischen einzelnen Jahren erheblich.

Tab. 17: Rastbestandszahlen der Samtente für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6-10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 31.05., Sommer 01.06.-31.08., Herbst 01.09.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)**	**nachrichtlich[58]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)**
Frühjahr	89.000	16,2-27,8	73.000	II	120
Sommer	1.800	3,3-0,6	1.700	I	I
Herbst	44.000	8,0-13,8	42.000	III	III
Winter	67.000	12,2-20,9	57.000	II	60

[58] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

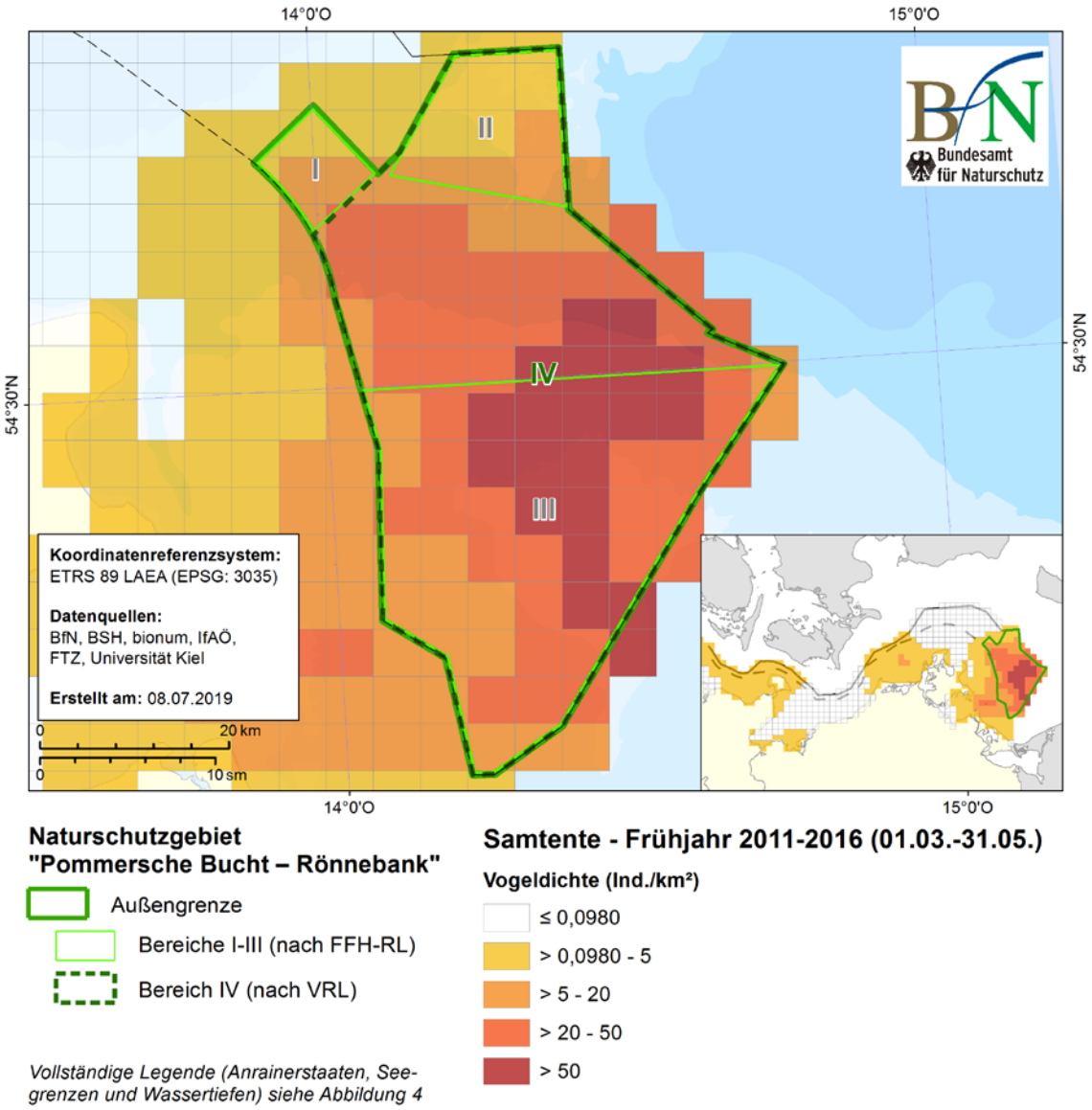


Abb. 15: Mittlere Abundanz der Samtente im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.4.3 Ökologische Funktionen

Als auf Muscheln spezialisierter Tauchgänger kommt der Samtente eine hohe Bedeutung als Topprädator in benthischen Lebensgemeinschaften zu, da sie aufgrund ihrer stellenweise hohen Individuendichte Abundanzen und Größenverteilungen der Muscheln im Sediment beeinflusst. Dies gilt für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, während sie in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ nur in kleiner Zahl auftritt.

Die besondere ökologische Funktion der Samtente im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ergibt sich aus den zeitweise hohen Rastbeständen im Frühjahr von im Mittel 73.000 Individuen, was 13,3 % bis 22,8 % der auf 320.000 bis 550.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) ausmacht.

Ähnliches gilt für den Winterbestand von 20.000 Individuen, der zugleich etwa 85 %des deutschen Winterbestandes ausmacht (Tab. 17). Dabei ist das NSG wichtigster Bestandteil eines Schutzgebietsnetzes im Bereich um Rügen bzw. östlich anschließend in polnischen Gewässern. Die Standarddatenbögen der anderen EU-Vogelschutzgebiete nennen Rastbestände von Samtenten in Höhe von 550 Individuen (SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“), 4.000 Individuen (SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“), 2.000 Individuen (SPA „Westliche Pommersche Bucht“) und 250 Ind. (SPA „Zatoka Pomorska“). 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 als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks gelten kann. Eine weniger bedeutende Rolle spielen in dieser Hinsicht die beiden anderen NSG.

3.4.4.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Aufgrund der unter dem Abschnitt **„Ökologische Funktionen“** dargestellten Verhältnisse ist das NSG als wichtiger Bestandteil des Natura 2000-Schutzgebietsnetzwerks zu sehen, welches im Bereich der südlichen Ostsee bedeutende Anteile der biogeographischen Population beherbergt. Dabei spielt die Oderbank nicht nur eine zentrale Rolle bei Überwinterung und Rastvorkommen auf dem Zug, sondern dient darüber hinaus auch als Mausergebiet. Dabei handelt es sich um das einzige Mausergebiet der Art am Südrand der Ostsee. Ohne Windenergieanlagen stellt das NSG einen noch relativ unzerschnittene Lebensraum für die im gesamten Ostseeraum stark zurückgehende und gefährdete Art (Skov et al. 2011) dar, so dass die Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt insgesamt als besonders hoch eingestuft wird. **Für Bereich IV 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 NSGPBRV im gesamten NSG die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes der Samtente ist zudem explizit als Schutzzweck in § 7 Abs. 1 NSGPBRV genannt.

3.4.4.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Die durchschnittliche Gebietskapazität ist im Bewertungszeitraum (2011–2015) selbst im Winter, der Jahreszeit mit der größten Bedeutung des NSG für die Art, deutlich unterschritten worden (Tab. 18). Daraus ergibt sich eine Bewertung des Unterkriteriums „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C). Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand trotz der zuletzt kleineren Bestände im NSG einen statistisch signifikanten, stark zunehmenden Trend (Trend = 11,683, $p < 0,001$, FTZ

unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit hervorragend (A) bewertet wird. Nach den in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN (2017)) dargelegten Aggregationsregeln führt eine Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ mit (A) zu einer Aufwertung eines mit (C) bewerteten Unterkriteriums „Populationsgröße“. Daher ist das Kriterium **„Zustand der Population“** mit **(B)** zu bewerten. Diese Bewertung gilt sowohl für den Bereich IV und als auch für das Komplexgebiet.

Tab. 18: Durchschnittliche Gebietskapazität der Samtente im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	49.795	31.652	C
Komplex-gebiet	Winter	49.813	31.706	C

Das Vorkommen der Samtente erstreckt sich über nahezu das gesamte NSG (Abb. 15). Dort sind diese Vögel den Auswirkungen verschiedener Nutzungen ausgesetzt. Aufgrund der Ernährung mit Hilfe von Tauchgängen bestehen starke Auswirkungen im Hinblick auf in Stellnetzen ertrinkende Individuen (Kapitel 6.6.3). Hinzu kommen im gesamten Vorkommensgebiet Störungen durch Schiffe, denen gegenüber Samtenten sehr große Fluchtdistanzen aufweisen. Solche Effekte entstehen in verschiedenen Teilen des NSG durch Fischereifahrzeuge (Kapitel 6.4.3, 6.5.3, 6.6.3 und 6.8.3), aber auch durch die Berufsschifffahrt (Kapitel 6.1.3) sowie in geringerem Ausmaß, aber dennoch additiv auch durch Militär- und Forschungsschiffe (Kapitel 6.14 und 6.16.3) und den Serviceverkehr zu Offshore-Windparks (Kapitel 6.13.3). Mit der Schifffahrt einhergehende Emissionen von Abfällen und Öl können zur Verstrickung in Müllobjekten bzw. Gefiederverölung sowie nachfolgend zum Tod von Individuen führen (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Durch die grundberührende Schleppnetzfischerei werden Teile des Lebensraums am Meeresgrund temporär zerstört, so dass wegen der dort zeitweise fehlenden Muscheln keine Nahrungsaufnahme möglich ist (Kapitel 6.4.3). Aufgrund der Summe der anthropogenen Einflüsse wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** für Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 zusammengefassten Einzelbewertungen der beiden Kriterien (B-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN (2017)) den **Ist-Zustand (C)** in Bereich IV und Komplexgebiet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **starkes Defizit (-2)**.

3.4.5 Mittelsäger (*Mergus serrator*)

Der Mittelsäger kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da er im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.5.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit leben Mittelsäger vor allem in flachen Küstengewässern, bevorzugt in geschützten Buchten oder Bodden. Bereiche mit mehr als 10 m Wassertiefe werden ebenso gemieden wie küstenferne Flachgründe (Berndt & Busche 1993).

Die Nahrung besteht ganz überwiegend aus kleinen Fischen. Bei Nahrungsanalysen an Vögeln aus der dänischen Ostsee wurden vor allem Stichlinge und Grundeln gefunden. In kleineren Mengen werden auch Polychaeten und Garnelen gefressen (Madsen 1957).

Mittelsäger sind wegen ihrer visuellen Beuteortung hauptsächlich tagaktiv. Auch der Zug findet am Tag statt. Dabei fliegen fast alle Vögel in geringer Höhe, bei Helgoland 95 % niedriger als 50 m (Dierschke & Daniels 2003) und in der Betrachtung verschiedener Studien zu 95 % tiefer als 20 m (Bradbury et al. 2014). Während ihrer synchronen Schwingenmauser sind Männchen ab Mitte Juli und Weibchen ab Mitte August für etwa vier Wochen flugunfähig (Mendel et al. 2008).

3.4.5.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Mittelsäger, die in Deutschland brüten oder überwintern, gehören zur biogeographischen Population „NW- und Mitteleuropa (Winter)“. Das deutsche Brutvorkommen von 370-410 Paaren beschränkt sich weitgehend auf die Ostseeküste (Gedeon et al. 2014), aber auch außerhalb der Brutzeit tritt die Art ganz überwiegend in der Ostsee auf. Vorkommensschwerpunkte sind dabei der Greifswalder Bodden, die Boddengewässer um Hiddensee und die Wismarbucht (Mendel et al. 2008).

Winterbestände bauen sich ab September auf, stärkster Zug wurde im Fehmarnbelt und bei Hiddensee im November festgestellt (Berndt & Busche 1993; Dierschke & Helbig 2008). Im Frühjahr herrscht dort besonders im Februar und März starker Durchzug, der Abzug aus den Winterquartieren dauert aber bis April.

NSG „Fehmarnbelt“

Im Raum Fehmarn halten sich Mittelsäger nahezu ausschließlich sehr nah an der Küste auf (Mendel et al. 2008; FEMERN A/S 2013a). Demzufolge beschränkt sich das Vorkommen im küstenfernen NSG „Fehmarnbelt“ auf wenige Individuen (Tab. 19). Auch der Durchzug von mehreren tausend Vögeln in Herbst und Frühjahr konzentriert sich an den Küsten von Fehmarn und Lolland, während in der Mitte des Fehmarnbelts nur ein Bruchteil davon durchzieht (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ wurden Mittelsäger bisher nur vereinzelt bzw. in sehr geringen Individuendichten festgestellt (Tab. 19).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Obwohl Mittelsäger an den Küsten um Rügen bzw. am Greifswalder Bodden zahlreich überwintern (Mendel et al. (2008), sind im küstenfernen NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ nur wenige Vögel der Art zu beobachten (Abb. 16). Am stärksten ist das Vorkommen im Herbst (Tab. 19).

Tab. 19: Rastbestandszahlen des Mittelsägers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-31.08., Herbst 01.09.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[59]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	3.400	3,2-4,9	III	I	III
Sommer	160	0,2	I	I	I
Herbst	4.400	4,2-6,3	90	I	II
Winter	6.500	6,2-9,3	III	I	III

[59] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

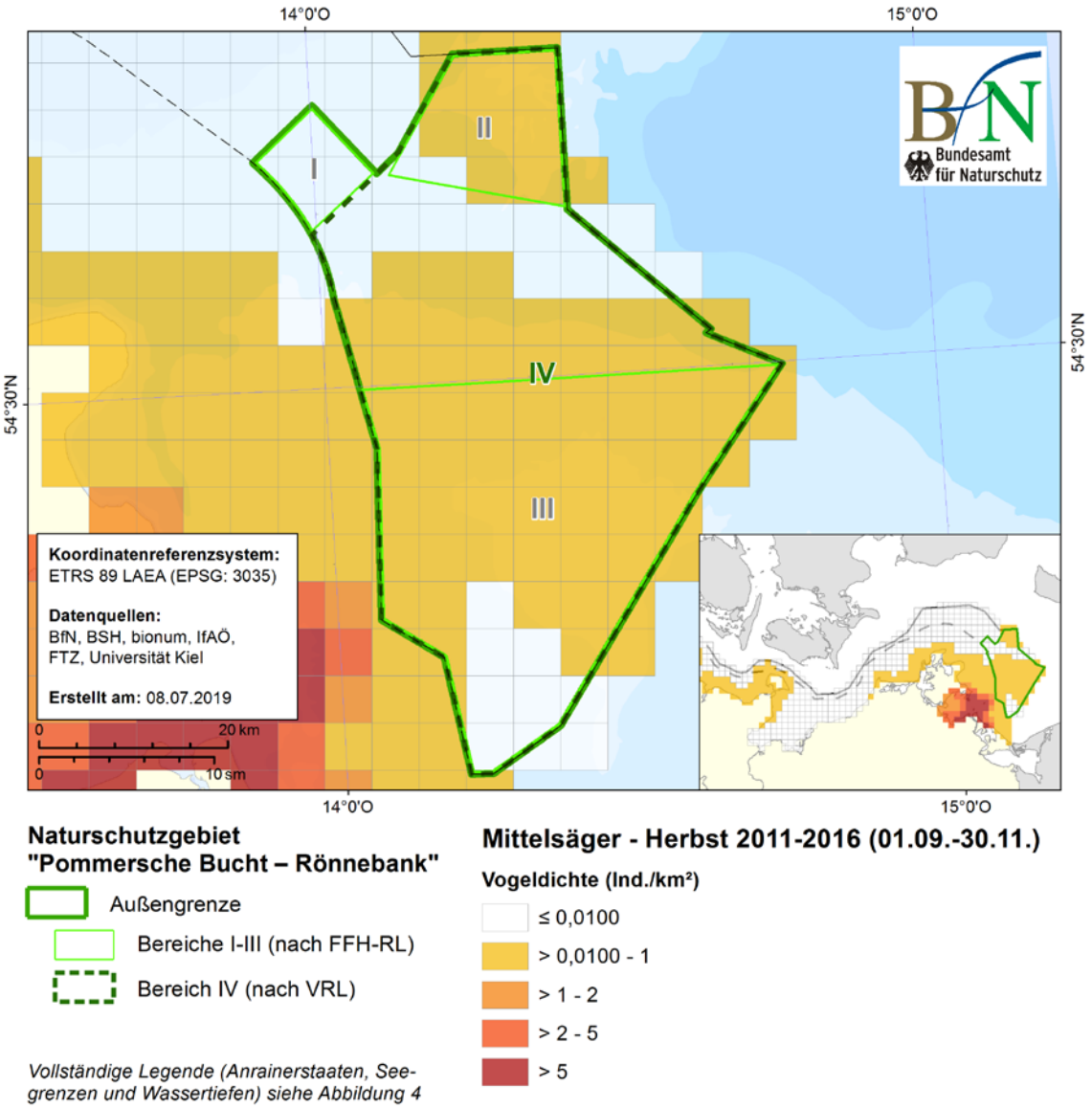


Abb. 16: Mittlere Abundanz des Mittelsägers im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.5.3 Ökologische Funktionen

In den flachen Küstenabschnitten der deutschen Ostsee sind Mittelsäger aufgrund ihrer Häufigkeit wichtige piscivore Topprädatoren. In den NSG „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist ihre Bedeutung angesichts sehr geringer Individuendichte vernachlässigbar. An der auf 70.000-105.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) erreicht der Rastbestand in keinem der NSG einen Anteil von 0,1 %. Allerdings befinden sich zwei der NSG in Nachbarschaft zu weitaus individuenstärkeren Schutzgebieten, so dass sie eine Rolle bei der Vernetzung von Schutzgebieten spielen können. Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ befindet sich zwischen den SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“ (3.300

Individuen laut Standarddatenbogen), „Westliche Pommersche Bucht“ (500 Individuen) und „Zatoka Pomorska“ (3.000 Individuen), während das NSG „Kadetrinne“ nahe dem SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (3.000 Individuen) liegt. Diese Schutzgebiete sind demnach Bestandteile eines Netzwerkes.

3.4.6 Haubentaucher (*Podiceps cristatus*)

Der Haubentaucher kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da er im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.6.1 Biologie

Haubentaucher leben überwiegend an stehenden Gewässern, auf dem Meer kommen sie meist nur außerhalb der Brutzeit vor und bevorzugen dort küstennahe Bereiche. Ihre Nahrung erbeuten sie auf Tauchgängen, die oft nur bis in 3-5 m Wassertiefe führen (Madsen 1957). Die Ernährung basiert größtenteils auf kleinen Fischen, wobei in der Ostsee nach Magenuntersuchungen aus dänischen Küstengewässern zu 75 % Fische erbeutet wurden. Quantitativ bedeutend waren dabei vor allem Grundeln, hinzu traten häufig Heringe bis 10 cm Länge. Als wirbellose Beute wurden Garnelen und Polychaeten festgestellt (Madsen 1957).

Während die Nahrung bei Tageslicht gesucht wird, findet der Zug in erster Linie nachts statt (Mendel et al. 2008). Beim nächtlichen Zug ist die Flughöhe unbekannt, die vergleichsweise wenigen bei Tag ziehenden Haubentaucher flogen nach von Cook et al. (2012) zusammengefassten Beobachtungen stets niedriger als 20 m, während für den Fehmarnbelt der Höhenbereich von 2-55 m (Mittel: 15 m) angegeben wird (Berndt & Drenckhahn 1974).

3.4.6.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland brütenden, durchziehenden und überwinternden Haubentaucher gehören zur Unterart *P. c. cristatus* und der biogeographischen Population „NW- und W-Europa“. Der deutsche Brutbestand umfasst 21.000-31.000 Paare und verteilt sich über das ganze Land (Gedeon et al. 2014). Die in der deutschen Ostsee überwinternden Vögel konzentrieren sich auf küstennahe Flachgewässer, mit den höchsten Individuendichten in Greifswalder Bodden und Strelasund, in der Wismarbucht und um Ostholstein (Mendel et al. 2008). Abseits der Küste sind in der Regel nur wenige Haubentaucher präsent.

Beobachtungen aus dem Fehmarnbelt legen nahe, dass der Wegzug von Oktober bis Dezember stattfindet und der Heimzug von März bis Mitte Mai erfolgt. Viele ziehende Vögel wurden dort auch im Januar und Februar gesehen (Berndt & Drenckhahn 1974), was als später Wegzug, früher Heimzug oder Kälteflucht interpretiert werden kann.

NSG „Fehmarnbelt“

Transektzählungen ergaben zu allen Jahreszeiten nur sehr wenige Einzelbeobachtungen im NSG, ganz im Gegensatz zu hohen Individuendichten unmittelbar an der Küste Fehmarns (Sonntag et al. 2006a; Mendel et al. 2008; FEMERN A/S 2013a). Hochgerechnet ergibt sich der höchste Bestand mit 70 Individuen im Winter (Tab. 20).

NSG „Kadetrinne“

Individuendichten und Bestände sind im NSG Kadetrinne extrem gering (Tab. 20, Abb. 17). Die Wassertiefe ist für Haubentaucher ungeeignet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Trotz stellenweise geringer Wassertiefe halten sich im küstenfern gelegenen NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu allen Jahreszeiten nur sehr wenige Haubentaucher auf. Am häufigsten ist die Art im Winter (Tab. 20). Innerhalb des NSG ist die Individuendichte im Südteil am höchsten (Abb. 17).

Tab. 20: Rastbestandszahlen des Haubentauchers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.04., Sommer 16.04.-31.07., Herbst 01.08.-15.11., Winter 16.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[60]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	6.000	0,8-1,2	70	II	III
Sommer	500	<0,1	I	I	I
Herbst	600	0,1	80	I	I
Winter	10.500	1,4-2,0	110	I	70

[60] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

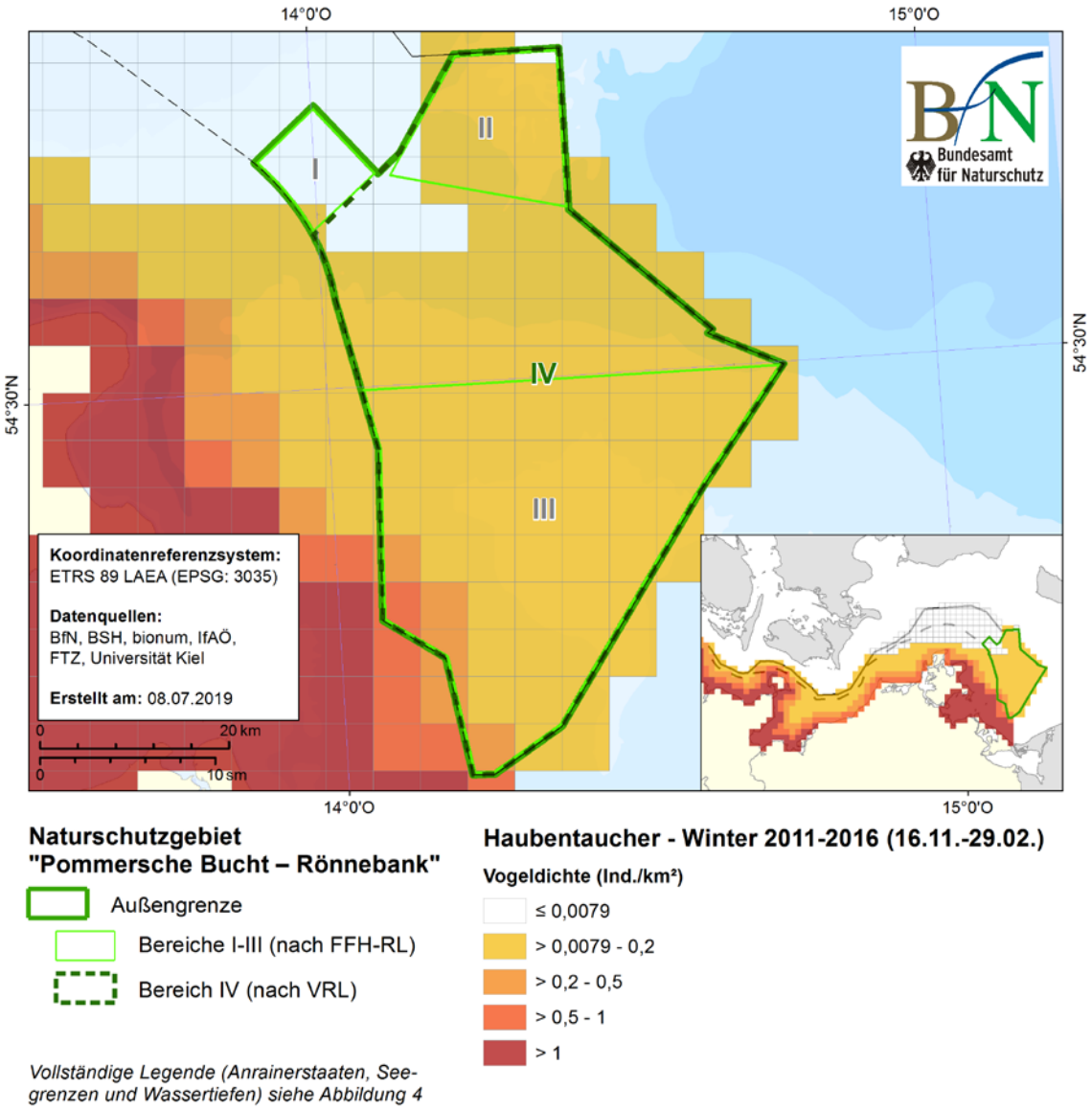


Abb. 17: Mittlere Abundanz des Haubentauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.6.3 Ökologische Funktionen

Haubentaucher sind piscivore Topprädatoren, die in den drei NSG wegen ihrer sehr geringen Individuendichte in der Bedeutung weit hinter anderen Fischfressern zurückstehen. Liegt der Anteil des Winterbestandes der deutschen Ostsee noch bei bis zu 2 % der auf 513.000-764.000 Vögel geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019), so ist er bei allen drei NSG in der AWZ verschwindend gering. Im Hinblick auf eine Vernetzung mit anderen Schutzgebieten lässt sich für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ eine Brückenfunktion erkennen, denn in den benachbarten SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“ (3.000 Individuen laut Standardda-

tenbogen) und „Zatoka Pomorska“ (4.180 Individuen) weist die Art erheblich größere Bestände auf.

3.4.7 Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*)

3.4.7.1 Biologie

Während des Zuges und im Winter halten sich Rothalstaucher vor allem auf tieferen Seen und an Meeresküsten auf. Auf See treten sie vorrangig in küstennahen Flachgewässern sowie in küstenfernen Gebieten über Flachgründen auf.

Rothalstaucher ernähren sich vielseitig von Fischen, Crustaceen, Wasserinsekten, Mollusken und Amphibien. In der einzigen Nahrungsuntersuchung in der Ostsee fand Madsen (1957) heraus, dass im Winter vor allem sehr kleine Grundeln (Gobiidae) oder bis 15 cm lange Fische (Seenadeln bis 25 cm Länge) gefressen werden. Kleine Dorsche (Gadidae) und Stichlinge waren dabei die wichtigsten Beutetiere, ein Viertel betraf Crustaceen (vor allem Crangonidae und Palaemonidae) und Polychaeten. Rothalstaucher gehen typischerweise einzeln auf Nahrungssuche und tauchen dabei bis zu 30 Sekunden lang. Bevorzugt werden sandige und kiesige Gebiete mit einzelnen Steinen und Flecken mit Seegras (Fjeldså 2004). Die Wassertiefe beträgt meist weniger als 15 m.

Während die Nahrungssuche größtenteils am Tag stattfindet, erfolgt der Zug überwiegend nachts. Nach Beobachtungen bei Helgoland ziehen am Tage alle Lappentaucher (inklusive Rothalstaucher) in weniger als 50 m Höhe (Dierschke & Daniels 2003). Im Winterrastgebiet halten sich Rothalstaucher überwiegend einzeln oder in kleinen Gruppen auf.

3.4.7.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland vorkommenden Rothalstaucher gehören zur biogeographischen Population „NW-Europa“. Sie sind in der deutschen Ostsee sowohl Wintergast als auch Durchzügler. Brutbestände gibt es im Sommer unter anderem in Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, teilweise im unmittelbaren Küstenbereich (deutscher Brutbestand: 1.800-2.600 Paare, (Gedeon et al. 2014).

Das Hauptvorkommen von Rothalstauchern in der deutschen Ostsee befindet sich in der Pommerschen Bucht. Dort ist die Art im Winter in weiten Teilen des Offshore-Bereiches bis zur 20 m Tiefenlinie zu beobachten, insbesondere auf der Oderbank und angrenzenden Gebieten (Abb. 18). In der südwestlichen Ostsee tritt die Art vereinzelt in den Flachwasserbereichen entlang der Küste auf. Im Frühjahr und Herbst ist das Vorkommen deutlich geringer ausgeprägt. Konzentrationen befinden sich aber auch dann im Bereich der Oderbank. Im Sommer konnten bisher einzelne Rothalstaucher westlich von Fehmarn sowie in der Pommerschen Bucht beobachtet werden (Sonntag et al. 2006a).

NSG „Fehmarnbelt“

Trotz vereinzelt vorliegender Beobachtungen (Berndt & Drenckhahn 1974) ist davon auszugehen, dass der größte Teil des NSG „Fehmarnbelt“ aufgrund der großen Wassertiefe nicht für Rothalstaucher als Rastgebiet geeignet ist. Folglich tritt die Art meist nur ganz vereinzelt auf, am häufigsten im Winter mit einem mittleren Bestand von 60 Vögeln (Tab. 21).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ kommen Rothalstaucher nur sehr selten vor (Tab. 21, Mendel et al. 2008), möglicherweise in Zusammenhang mit der für die Art ungeeigneten Wassertiefe.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ halten sich Rothalstaucher im Sommer nur in geringer Anzahl auf. Im Herbst steigt der Bestand an und geht in das Wintervorkommen über. Zu dieser Jahreszeit werden die höchsten Rastbestände erreicht. Zum Frühjahr hin nimmt der Bestand mit dem Abzug in die Brutgebiete deutlich ab (Tab. 21). Das NSG ist hauptsächlich Überwinterungs- und Rastgebiet und bietet geeignete Nahrungsressourcen für Rothalstaucher.

Tab. 21: Rastbestandszahlen des Rothalstauchers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-31.07., Herbst 01.08.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[61]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	1.300	2,4-3,5	340	I	III
Sommer	190	0,3-0,5	11-50	I	I
Herbst	500	0,9-1,4	110	I	I
Winter	1.500	2,7-4,1	430	I	60

[61] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

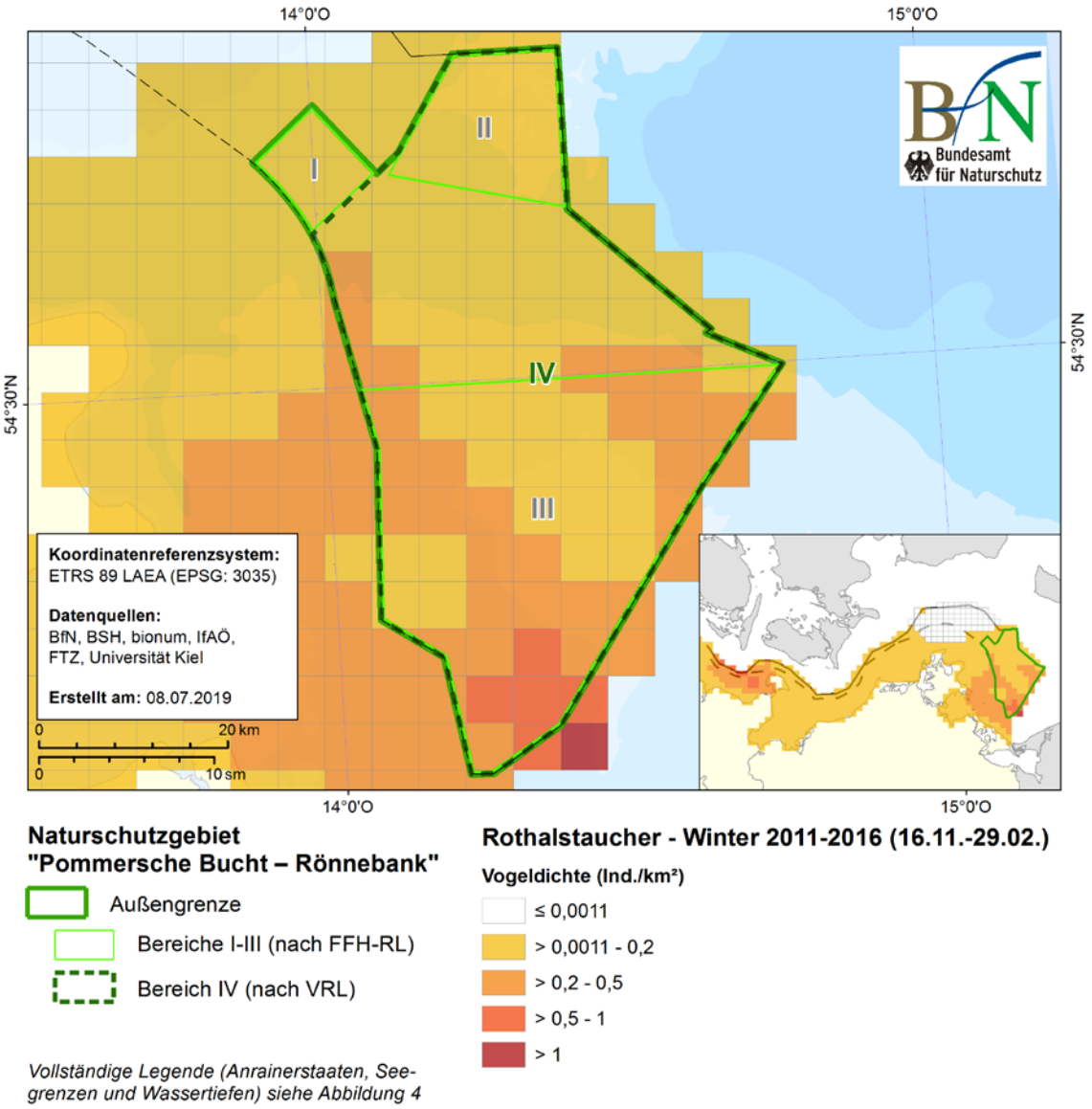


Abb. 18: Mittlere Abundanz des Rothalstauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.7.3 Ökologische Funktionen

Rothalstaucher gehören zu den piscivoren Topprädatoren. Allerdings spielen sie in der deutschen Ostsee aufgrund ihrer sehr geringen Bestände nur eine untergeordnete Rolle im Nahrungsnetz, auch im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Das dortige Vorkommen ist aber im Zusammenhang mit dem Auftreten im östlich angrenzenden polnischen SPA „Zatoka Pomorska“ zu betrachten, für das im Standarddatenbogen ein Bestand von 500 Ind. genannt wird. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ selbst überwintern im Mittel zwar nur 0,8 % bis 1,2 % der auf 37.000-55.000 Individuen taxierten biogeographischen Population (Wetlands International 2019), doch sind die Vernetzung mit anderen Natura 2000-Gebieten und der insgesamt kleine, in der Ostsee stark

gefährdete Bestand zu beachten. Aufgrund kleinerer Rastbestände ist die Bedeutung der NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ für diese Art untergeordnet.

3.4.7.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Das regelmäßige Vorkommen von Vögeln dieser Art mit einem recht kleinen Gesamtbestand und die Vernetzung mit ähnlichen Schutzgebieten geben dem NSG einen guten Wert für deren Erhalt. Die Bedeutung des NSG wird daher als hoch eingestuft. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.4.7.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Winter wird die durchschnittliche Gebietskapazität vom Bestand im Bewertungszeitraum (2011–2015) fast erreicht (Tab. 22). Daher wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit hervorragend (A) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand analog zu den etwa gleichbleibenden Anzahlen von Rothalstauchern im NSG keinen statistisch signifikanten Trend (Trend = -2,099, p = 0,353, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit B (gut) bewertet wird. Nach den in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein guter Wert (B) beim Bestandstrend bei hervorragendem Wert (A) bei der Populationsgröße nicht zu einer Abwertung, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit **A (hervorragend)** bewertet wird. Diese Bewertung gilt sowohl für den Bereich IV als auch für das Komplexgebiet.

Tab. 22: Durchschnittliche Gebietskapazität des Rothalstauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffstransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	216	207	A
Komplex-gebiet	Winter	216	207	A

Im NSG ist damit zu rechnen, dass Individuenverluste durch Ertrinken in Stellnetzen auftreten (Kapitel 6.6.3). Von den anderen im NSG vertretenen Fischereimetiers hat auch die grundberührende Fischerei Auswirkungen auf Rothalstaucher, weil der Lebensraum

für Beutefische zerstört wird bzw. potenzielle Beutefische der Meeresumwelt entnommen werden (Kapitel 6.4.3). Alle Formen der Fischerei tragen dazu bei, dass Fluchtreaktionen aufgrund des Befahrens mit Fischereifahrzeugen auftreten. Dies gilt in gleicher Weise für die Berufsschifffahrt (Kapitel 6.1.4). Das Vorkommen des Rothalstauchers befindet sich aber nur teilweise in Gebieten, in denen die genannten Nutzungen ausgeübt werden. Aufgrund der Summe der genannten Auswirkungen und deren räumliche Ausdehnung wird das Kriterium „Beeinträchtigungen" daher mit **B (gut)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 zusammengefassten Einzelbewertungen der beiden Kriterien (A-B) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand zeigt somit **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.4.8 Ohrentaucher (*Podiceps auritus*)

3.4.8.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit leben Ohrentaucher in Küsten- und Meeresgebieten sowie auf größeren Seen. Im Überwinterungsgebiet in der Pommerschen Bucht befinden sie sich fast ausschließlich in Bereichen mit geringen Wassertiefen (4–14 m) und sandigem Sediment (Sonntag et al. 2009).

Ohrentaucher ernähren sich vorwiegend von Arthropoden und kleinen Fischen bis 10 cm Länge. Die dazu durchgeführten Tauchgänge reichen bis in 10–20 m Tiefe. Nach Magenuntersuchungen von vier Stellnetzopfern werden in der Pommerschen Bucht in erster Linie Fische (zu 95 % Grundeln und 4 % Sandaale) und Polychaeten (Nereidae) gefressen, im Frühjahr ergänzend auch Insekten (Sonntag et al. 2009).

Über Aktivitätsrhythmen überwinternder Ohrentaucher ist wenig bekannt. Der Zug scheint vorwiegend nachts stattzufinden. Zur Zughöhe liegen keine Informationen vor, Bradbury et al. (2014) schätzen, dass Ohrentaucher nur zu 2 % höher als 20 m fliegen.

3.4.8.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland vorkommenden Ohrentaucher gehören zur biogeographischen Population „NO Europa (dünnschnäblig)" und treten als Durchzügler, Wintergäste, gelegentlich als Sommergast und extrem selten als Brutvogel in Schleswig-Holstein auf.

Das Hauptvorkommen der Ohrentaucher in der deutschen Ostsee liegt in der Pommerschen Bucht. Dort halten sie sich im Winterhalbjahr stark konzentriert im Bereich der Oderbank auf (Abb. 19). Der Zuzug findet im Herbst ab Oktober statt, und es bildet sich ein Vorkommen mit hoher Individuendichte. Im Verlauf des Winters kann es zu kleinräumigen Verlagerungen in die Randbereiche der Oderbank kommen. Eine weitere Konzentration konnte im Winter 2002 vor dem Darß beobachtet werden, doch waren in anderen Jahren die Anzahlen in diesem Bereich bei Untersuchungen vom Schiff aus deutlich geringer (FTZ unpubliziert, siehe auch Mendel et al. (2008)). Bei den landbasierten Wasservogelzählungen wurden Ohrentaucher ebenfalls vor dem Darß beobachtet,

daneben gibt es küstennahe Nachweise vor allem in der Mecklenburger Bucht und der Wismarbucht sowie im Küstenbereich von Rügen und Usedom (siehe auch Scheller et al. (2002)). Ab März nimmt die Zahl der Ohrentaucher in der Pommerschen Bucht ab, der Frühjahrsbestand ist etwas schwächer ausgeprägt. Neben dem Vorkommen auf der Oderbank befinden sich im Frühjahr auch entlang der Küste von Rügen und Usedom bedeutende Rastplätze. Im Sommer halten sich Ohrentaucher nur sehr vereinzelt und nicht alljährlich auf der deutschen Ostsee auf.

NSG „Fehmarnbelt“

Transektzählungen ergaben, dass Ohrentaucher im NSG „Fehmarnbelt“ zu allen Jahreszeiten nur in sehr kleiner Zahl vorkommen (Tab. 23).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ kommen Ohrentaucher nur sehr vereinzelt vor (Tab. 23), möglicherweise im Zusammenhang mit der für die Art ungeeigneten Wassertiefe.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind Ohrentaucher mit Ausnahme der Sommermonate regelmäßig zu beobachten (Tab. 23). Ab Oktober baut sich der Herbstbestand auf, der sich in den Winter hinein erstreckt und dann seinen Höhepunkt erreicht. Ab März nimmt der Bestand langsam wieder ab. Mit einem auf die Oderbank konzentrierten Vorkommen (Abb. 19) ist das NSG das wichtigste Überwinterungs- und Rastgebiet in der deutschen Ostsee (vergleiche Tab. 23) und bietet geeignete Nahrungsressourcen für Ohrentaucher.

Tab. 23: Rastbestandszahlen des Ohrentauchers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-31.08., Herbst 01.09.-15.11., Winter 16.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[62]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	1.800	7,8-12,0	1.200	I	I
Sommer	II	<0,1	II	I	I
Herbst	1.400	6,1-9,3	1.200	I	I
Winter	2.000	8,7-13,3	1.500	I	I

[62] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

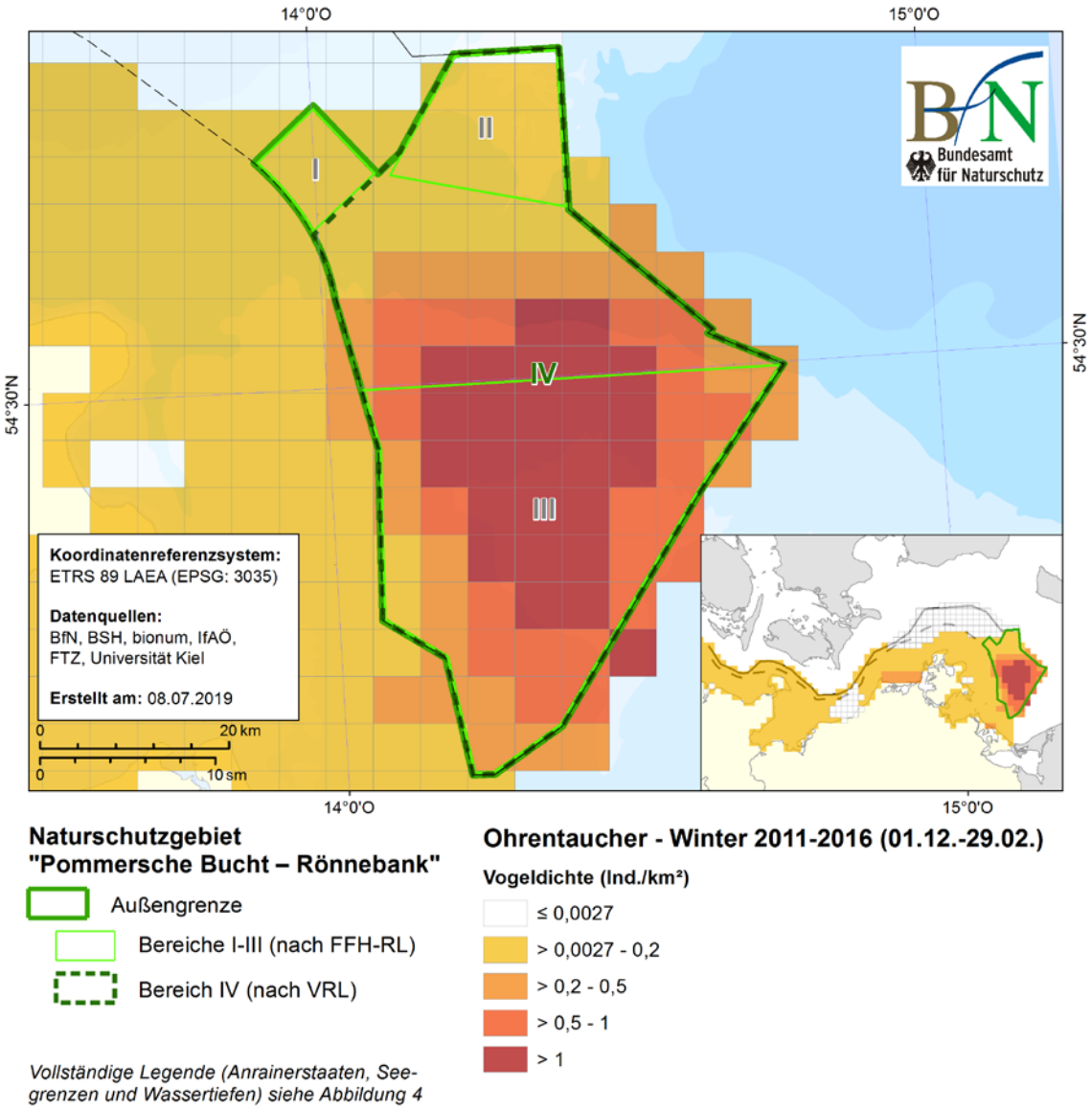


Abb. 19: Mittlere Abundanz des Ohrentauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.8.3 Ökologische Funktionen

Ohrentaucher gehören in der deutschen Ostsee zu den piscivoren Topprädatoren. Wegen ihrer geringen Individuendichten ist ihr Einfluss auf die Bestände ihrer Beutetiere aber eher vernachlässigbar, selbst beim Vorkommensschwerpunkt auf der Oderbank im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

Die besondere ökologische Funktion des Ohrentauchers im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ergibt sich aus dem vergleichsweise hohen Rastbestand im Winter von im Mittel 2.000 Individuen, was 8,7-13,3 % der auf 15.000-23.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) ausmacht. Darüber hinaus ist das NSG Bestandteil eines Schutzgebietsnetzes im Bereich um Rügen bzw. östlich

anschließend in polnischen Gewässern. Die Standarddatenbögen der anderen EU-Vogelschutzgebiete nennen Rastbestände von Ohrentauchern in Höhe von je 300 Individuen in den SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ und „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“, von 350 Individuen im SPA „Westliche Pommersche Bucht“ und von 100-200 Individuen im polnischen SPA „Zatoka Pomorska“. 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als integraler Bestandteil des Schutzgebietsnetzwerks gelten kann.

Zu betonen ist, dass es sich um eine sehr kleine Population handelt, die je nach Betrachtungsebene weltweit als „gefährdet“ (BirdLife International 2018) als auch in Europa und in der Ostsee als „near threatened“ (nahe der Gefährdung, Herrmann et al. (2013); BirdLife-International (2015)) gilt (Tab. 10).

3.4.8.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Das Vorkommen im Bereich der Oderbank stellt den winterlichen Verbreitungsschwerpunkt dieser Art in der südlichen Ostsee dar (Skov et al. 2011), bei dem sich zudem ein hoher Anteil der gesamten Population dort aufhält. Dabei ist eine enge Vernetzung des NSG mit weiteren Natura 2000-Gebieten, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft oder in der Nähe befinden, zu erkennen. Als Rückzugsraum für diese weltweit als gefährdet eingestufte Art (siehe oben) mit einer geringen Populationsgröße ist dem NSG eine hervorragende Bedeutung beizumessen. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

3.4.8.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Winter wird die durchschnittliche Gebietskapazität vom Bestand im Bewertungszeitraum (2011–2015) erreicht (Tab. 24). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit hervorragend (A) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand trotz der zuletzt großen Rastbestände im NSG keinen statistisch signifikanten Trend (Trend = 1,101, p = 0,700, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit B (gut) bewertet wird. Nach den in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein guter Wert (B) beim Bestandstrend bei hervorragendem Wert (A) bei der Populationsgröße nicht zu einer Abwertung, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit Stufe **A (hervorragend)** bewertet wird. Diese Bewertung gilt sowohl für den Bereich IV als auch für das Komplexgebiet.

Tab. 24: Durchschnittliche Gebietskapazität des Ohrentauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffstransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 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 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	2.261	3.023	A
Komplex-gebiet	Winter	2.261	3.023	A

Im NSG werden Ohrentaucher vor allem von der Fischerei beeinträchtigt. Als gravierend sind Individuenverluste in Stellnetzen einzustufen (Kapitel 6.6.3), darüber hinaus sorgen pelagische und grundberührende Schleppnetzfischerei für eine Reduzierung des Nahrungsangebots (Kapitel 6.5.4 und 6.4.3) sowie alle Formen der Fischerei zusammen für visuelle Störungen mit nachfolgenden Fluchtreaktionen. Auch die Berufsschifffahrt verursacht solche Fluchtreaktionen (Kapitel 6.1.4). Da die Oderbank als Zentrum des Vorkommens noch relativ wenig von den genannten Auswirkungen betroffen ist, wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** mit **(B)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 zusammengefassten Einzelbewertungen der beiden Kriterien (A-B) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.4.9 Sterntaucher (*Gavia stellata*)

3.4.9.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Sterntaucher vorwiegend auf dem Meer auf. Bevorzugt werden küstennahe Bereiche mit sandigem Substrat am Meeresboden, in der Ostsee vor allem Bereiche mit 5-30 m Wassertiefe (Guse et al. 2009; Skov et al. 2011; Skov et al. 2016).

Sie sind überwiegend Fischfresser und erbeuten ihre Nahrung tauchend. Dabei sind sie Nahrungsopportunisten, so dass das Beutespektrum die lokale Fischfauna samt saisonalen Unterschieden widerspiegelt (Guse et al. 2009). Eine große Rolle spielen benthopelagische Schwarmfische, zum Beispiel Hering (*Clupea harengus*), Stint (*Osmerus eperlanus*) und Dorsch (*Gadus morhua*) (Durinck et al. 1994; Žydelis 2002; Guse et al. 2009; Kleinschmidt et al. 2019). Bei Mageninhalten von in Stellnetzen ertrunkenen Sterntauchern aus der Pommerschen Bucht zeigten sich deutliche saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl. Während Barsche (Percidae), insbesondere Zander (*Sander lucioperca*) und Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), 86 % der Biomasse im Winter ausmachten,

dominierten Heringsfische (Clupeidae), insbesondere 20–29 cm lange Laichheringe, die Nahrung im Frühjahr und machten 84 % (2003) bzw. 91 % (2004) der Biomasse aus (Guse et al. 2009).

Sterntaucher sind tagaktiv, der Zug findet aber auch nachts statt. Sie fliegen meist flach über das Wasser (nach Cook et al. (2012) nur 2 % und nach Bradbury et al. (2014) nur 5 % der Flüge höher als 20 m), bei starkem Rückenwind jedoch bevorzugt in Höhen > 12 m und teilweise > 50 m (Krüger & Garthe 2001; Dierschke & Daniels 2003).

3.4.9.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Sterntaucher kommen vom Herbst bis zum Frühjahr als Rastvögel auf dem Zug und als Wintergäste in der deutschen Ostsee vor (Tab. 25) und gehören zur biogeographischen Population „NW-Europa“. Sie brüten nicht in Deutschland.

Im Winter sind Sterntaucher in der deutschen Ostsee in geringen Dichten weit verbreitet. Vergleichsweise hohe Konzentrationen sind in der Mecklenburger Bucht zu beobachten, zudem gibt es gehäufte Vorkommen in der Pommerschen Bucht, insbesondere im Küstenbereich von Rügen und im Bereich der Oderbank (Sonntag et al. 2006a). Kleinere Vorkommen befinden sich in der Kieler Bucht, nördlich von Darß und Zingst und im AWZ-Bereich nördlich von Rügen. Im Frühjahr liegt der Verbreitungsschwerpunkt in der Pommerschen Bucht (Abb. 20). Besonders hohe Konzentrationen können kurzfristig im Küstenbereich von Rügen, vor allem am Eingang zum Greifswalder Bodden, auftreten. Im Westteil gibt es kleinere Vorkommen insbesondere in der Kieler und Mecklenburger Bucht. Im Sommer kommen Sterntaucher nur sehr vereinzelt und unregelmäßig auf der deutschen Ostsee vor. Auch im Herbst gibt es bisher relativ wenige Feststellungen.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ halten sich im Winter und Frühjahr nur wenige Seetaucher auf (Dierschke et al. 2012; FEMERN A/S 2013a) im Mittel sind darunter 140 Sterntaucher (Tab. 25). In den anderen Jahreszeiten ist das Vorkommen geringer (Tab. 25), doch wird das NSG im Herbst und Frühjahr von vielen Sterntauchern auf dem Zug durchquert (Berndt & Drenckhahn 1974; FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Vereinzelte Beobachtungen bei Transektzählungen weisen darauf hin, dass Sterntaucher im NSG „Kadetrinne“ im Winter und im Frühjahr in geringer Dichte rasten, im Winter durchschnittlich 60 Individuen (Tab. 25, Mendel et al. (2008); Dierschke et al. (2012)). Vom Darßer Ort aus wurden bei Zugplanbeobachtungen allein im Frühjahr 2003 fast 5.000 Sterntaucher gesehen (Bellebaum et al. 2006b). Daraus ist zu schließen, dass das genau westlich vom Darß gelegene NSG zumindest auf dem Heimzug von sehr vielen Sterntauchern durchflogen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ halten sich Sterntaucher vor allem von November bis Juni auf. Im November und Dezember sind noch relativ wenige Tiere anwesend, im Januar und Februar nehmen die Bestände zu. Die größten Anzahlen werden im März und April erreicht, im Mai und Juni sind die Bestände wieder deutlich kleiner (Tab. 25). Das NSG ist Überwinterungs-, Mauser- und Rastgebiet und bietet geeignete Nahrungsressourcen für Sterntaucher.

Tab. 25: Rastbestandszahlen des Sterntauchers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.09., Herbst 16.09.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[63]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	5.000	1,2-2,3	1.600	III	III
Sommer	60	<0,1	III	I	I
Herbst	1.000	0,2-0,5	160	I	I
Winter	5.500	1,3-2,5	470	60	140

[63] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

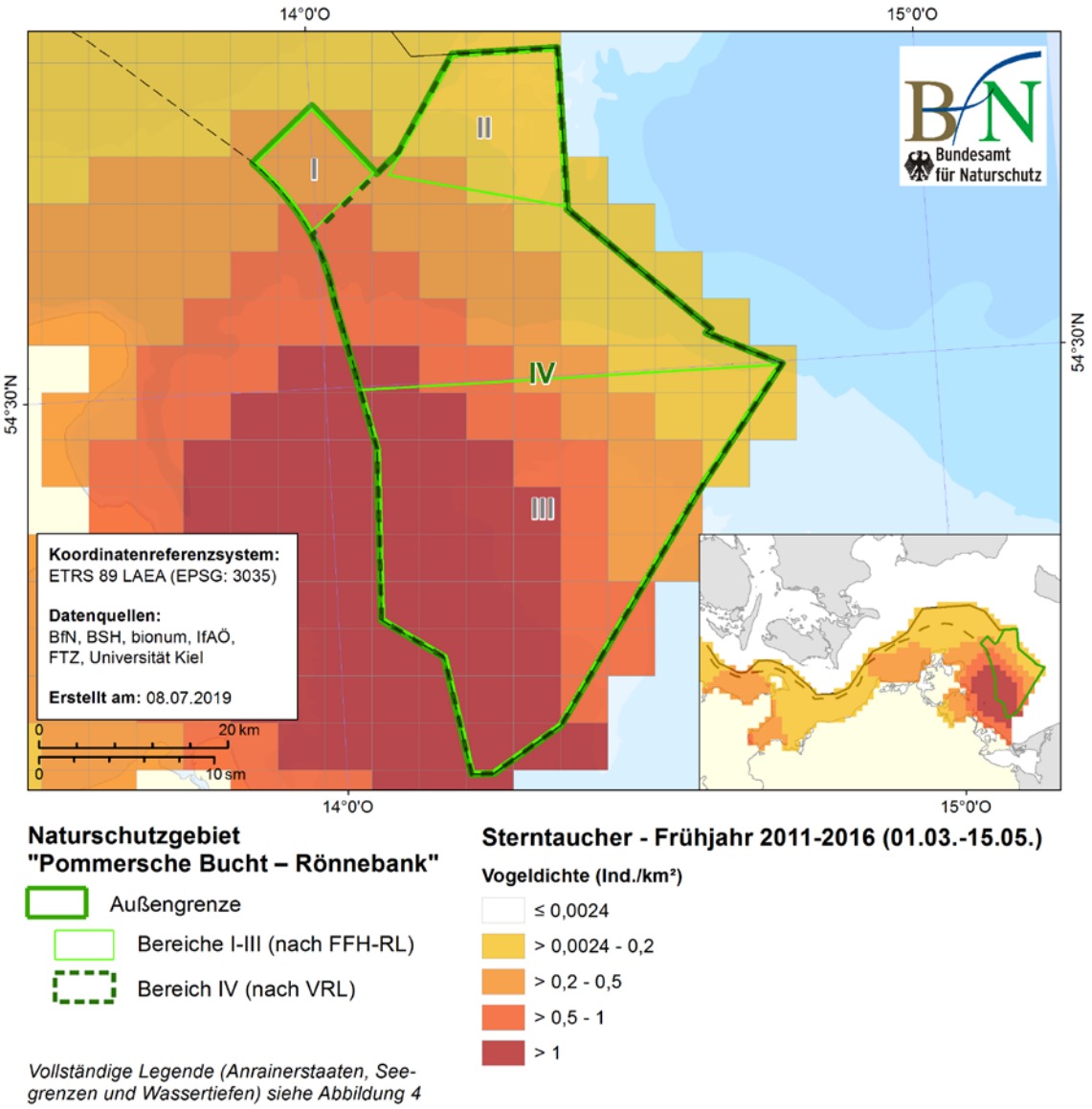


Abb. 20: Mittlere Abundanz des Sterntauchers im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.9.3 Ökologische Funktionen

In marinen Ökosystemen gehören die piscivoren Sterntaucher zu den Topprädatoren, die insbesondere beim Erreichen hoher Individuendichten lokal auch quantitativ eine Rolle spielen. Dies gilt nicht für die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“, aber ausdrücklich für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Dieses Gebiet ist quantitativ von Bedeutung für die Art, weil hier im Frühjahr mit 1.600 Individuen 0,4-0,7 % der biogeographischen Population (vergleiche Wetlands International (2019)) bzw. 1,8 % des nordwesteuropäischen Winterbestandes (90.000 Individuen, vergleiche Dierschke et al. (2012)) und knapp ein Drittel des Frühjahrs-Rastbestandes der deutschen Ostsee (vergleiche Tab. 25) rasten. Unter Berücksichtigung eines Turnovers (Umsatzes) von Individuen, deren Rastdauer nicht bekannt ist, dürften diese Anteile noch größer sein (Dierschke et al.

2012). In Deutschland gelten die Rastbestände der Art, die einer Vielzahl anthropogener Störfaktoren ausgesetzt sind (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) .

Das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ist ein integraler Bestandteil des Natura 2000-Netzwerks von Schutzgebieten, die Rastgebiete für Sterntaucher darstellen. Für benachbarte oder in der Nähe gelegene Schutzgebiete nennen die Standarddatenbögen Rastbestände von 1.000 Individuen (SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“), 200 Individuen (SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“), 5.000 Individuen (SPA „Westliche Pommersche Bucht“) und 900-1.500 Individuen (SPA „Zatoka Pomorska“). Darüber hinaus zeigen mit Hilfe der Satellitentelemetrie verfolgte Vögel, dass Sterntaucher, die im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ rasten, im Verlauf der Nicht-Brutzeit auch Natura 2000-Gebiete in Großbritannien, den Niederlanden, der deutschen Nordsee (NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“), Dänemark, Litauen und Estland aufsuchen (www.movebank.org, www.divertracking.com, 22.07.2019). Diese Erkenntnisse zu Raum-Zeit-Mustern von Individuen verdeutlichen die bedeutende Rolle des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ im Zugsystem der Art.

Wie in Kapitel 3.4.9.2 genannt ist das NSG „Kadetrinne“ ein wichtiger Durchzugsraum für Sterntaucher. Das Rastvorkommen ist dort zwar nur gering, befindet sich aber laut Standarddatenbogen in Nachbarschaft zu einem Bestand von 1.000 Rastvögeln im SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“.

3.4.9.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV 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 als Rastgebiet für die Art in der deutschen AWZ der Ostsee hat. Die Konnektivität zwischen Rastgebiet im Frühjahr (Körperkondition) und Brutgebiet (Reproduktionserfolg) unterstreicht die wichtige Rolle, die das Gebiet für die Populationsentwicklung des Sterntauchers einnimmt. Da Sterntaucher die Nähe von Offshore-Windparks stark meiden, stellt das von solchen Anlagen freie NSG inzwischen einen für die Art sehr wichtigen, noch relativ unverbauten Lebensraum dar. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet liegt damit eine <u>besonders hohe</u> Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt vor, es wird daher der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

Dieser Soll-Zustand ist in den Schutzzielen verankert, da nach § 3 Abs. 2 NSGPBRV im gesamten NSG die Bestände von Vogelarten quantitativ erhalten werden sollen. Die Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes des Sterntauchers ist zudem explizit als Schutzzweck in § 7 Abs. 1 NSGPBRV genannt.

3.4.9.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Die durchschnittliche Gebietskapazität ist im Bewertungszeitraum (2011–2015) im Frühjahr, der Jahreszeit mit dem größten Rastvorkommen, erreicht bzw. kurzzeitig sogar übertroffen worden, da im Jahr 2015 ein deutlich höherer Rastbestand ermittelt wurde als aus dem Mittelwert der drei höchsten Einzeljahre (Tab. 26). Dies führt zu einer Bewertung des Unterkriteriums „Populationsgröße“ mit hervorragend (A). Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand analog zu den im NSG zuletzt großen Frühjahrs-Rastbeständen eine statistisch signifikante, starke Zunahme (Trend = 21,876, $p < 0{,}001$, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit A (hervorragend) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein hervorragender Wert (A) beim Bestandstrend bei hervorragendem Wert (A) bei der Populationsgröße dazu, dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit Stufe **A (hervorragend)** bewertet wird, sowohl für Bereich IV als auch das Komplexgebiet.

Tab. 26: Durchschnittliche Gebietskapazität des Sterntauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 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 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Frühjahr	1.614	2.671	A
Komplex-gebiet	Frühjahr	1.614	2.671	A

Sterntaucher sind in den meisten Teilen des NSG zu finden und werden von den Auswirkungen verschiedener Nutzungen beeinflusst. Sie gehören zu den Arten, die unter Individuenverlusten durch Ertrinken in Stellnetzen leiden, so dass die Stellnetzfischerei allein in dieser Hinsicht eine starke Beeinträchtigung darstellt (Kapitel 6.6.3). Die eingesetzten Schiffe verursachen Fluchtreaktionen, da Sterntaucher sehr große Fluchtdistanzen gegenüber Wasserfahrzeugen aufweisen. Solche Effekte entstehen auch durch weitere Fischereifahrzeuge (Kapitel 6.4.3, 6.5.4, 6.8.5 und 6.9.3), die Berufsschifffahrt

(Kapitel 6.1.4), dem mit der Energieerzeugung aus Wind verbundenen zusätzlichen Schiffs- und Flugverkehr (Kapitel 6.13.3) und in geringerem Ausmaß, aber dennoch additiv, durch Militär- und Forschungsschiffe (Kapitel 6.14 und 6.16.3) sowie den Serviceverkehr zu Offshore-Windparks (Kapitel 6.13.3). Mit der Schifffahrt gehen jeweils auch Emissionen von Müllobjekten und Öl einher, die zu Verstrickung bzw. Gefiederverölung sowie nachfolgend zum Tod von Individuen führen kann (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Durch die grundberührende Schleppnetzfischerei werden Teile des Lebensraums am Meeresgrund temporär zerstört, so dass wegen der dort zeitweise fehlenden Muscheln keine Nahrungsaufnahme möglich ist (Kapitel 6.4.3). Dadurch, aber auch durch den Fang potenzieller Beutetiere, werden die Ernährungsbedingungen negativ beeinflusst. Letzteres gilt ebenso für die im NSG weniger intensiv ausgeübte pelagische Schleppnetzfischerei (Kapitel 6.5.4). Die Meidebereiche um die Offshore-Windparks „Arkona Becken Südost“ und „Wikinger“ reichen in den Norden des NSG hinein, so dass dort mit verringerten Individuendichten zu rechnen ist (Kapitel 6.13.3). Aufgrund der Summe der anthropogenen Einflüsse wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** für Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation aller in Tab. 44 aufgeführten Kriterien (A-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) den **Ist-Zustand (B)** in Bereich IV und Komplexgebiet. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt somit ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.4.10 Prachttaucher (*Gavia arctica*)

3.4.10.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Prachttaucher vor allem auf dem Meer, aber auch regelmäßig auf Binnengewässern auf. In der Pommerschen Bucht fischen Prachttaucher bevorzugt in Hanglagen (Erdmann et al. 2005)

Prachttaucher ernähren sich überwiegend von Fischen bis zu 25 cm Länge, die bei im Schnitt etwa 45 Sekunden (maximal zwei Minuten) dauernden Tauchgängen erbeutet werden. Im marinen Bereich wurden insbesondere kleine Schwarmfische wie Grundeln (Gobiidae), Heringe (*Clupea harengus*), Sprotten (*Sprattus sprattus*) und Sandaale (Ammodytidae) als Nahrung nachgewiesen (Mendel et al. 2008).

Verschiedene Studien zeigen, dass sowohl Stern- als auch Prachttaucher zumindest in der Nordsee zu allen Tageszeiten ziehen, jedoch die größte Zugintensität meist in den ersten fünf Stunden der Tageslichtperiode stattfindet (Wangerooge: Krüger & Garthe (2001); Helgoland: Dierschke (2002); Niederlande: Camphuysen & van Dijk (1983). Für die Ostsee sind ähnliche Verhältnisse anzunehmen. Beobachtungen bei Helgoland ergaben zudem, dass ziehende Prachttaucher meist tief fliegen, häufig dicht über der Meeresoberfläche und nur selten in über 50 m Höhe (20 % der der beobachteten Vögel; Dierschke & Daniels (2003)). Nach Cook et al. (2012) fliegen nur 0,1 % der Prachttaucher höher als 20 m, Bradbury et al. (2014) gehen von 5 % der Flugzeit über 20 m aus.

3.4.10.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Prachttaucher der Unterart *G. a. arctica* brüten nicht in Deutschland, kommen aber in der deutschen Ostsee vor allem vom Herbst bis zum Frühjahr als Rastvögel auf dem Zug und als Wintergäste vor (Tab. 27). Außerdem gibt es einen kleinen Bestand übersommernder Vögel.

Prachttaucher haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Ostteil der deutschen Ostsee. Im Winter halten sie sich weit verbreitet in der Pommerschen Bucht im Küstenbereich von Rügen, auf der Oderbank und am Adlergrund sowie westwärts bis zum Darß in geringen bis mittleren Dichten auf (Abb. 21). In der westlichen Ostsee gibt es eine Konzentration im Bereich der Sagasbank sowie Nachweise bei Fehmarn und in der Kieler Bucht. Zum Frühjahr hin nimmt der Bestand in der deutschen Ostsee insgesamt ab, besonders große Vorkommen befinden sich dann vor allem im küstenfernen Bereich der Pommerschen Bucht. Im Sommer gibt es ein kleines Vorkommen im Bereich der Oderbank. Während des Wegzuges aus den Brutgebieten weisen Prachttaucher hohe Dichten im Bereich der Oderbank auf, auch aus der Tromper Wiek im Norden von Rügen gibt es mehrere Nachweise.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ halten sich im Winterhalbjahr vereinzelt bzw. in geringer Individuendichte Prachttaucher auf (Mendel et al. 2008, Tab. 27). Im Herbst und Frühjahr wird das NSG von Prachttauchern auf dem Zug durchquert (Berndt & Drenckhahn 1974).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ rasten nur sehr wenige Prachttaucher, vor allem im Winter (Tab. 27). Vom Darßer Ort aus wurden bei Zugplanbeobachtungen allein im Frühjahr 2003 etwa 750 Prachttaucher gesehen (Bellebaum & Schulz 2006). Daraus ist zu schließen, dass das genau westlich vom Darß gelegene NSG zumindest auf dem Heimzug von vielen Prachttauchern durchflogen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kommen Prachttaucher ganzjährig vor (Tab. 27), vorwiegend jedoch im Winterhalbjahr mit schwankenden Abundanzen innerhalb dieses Zeitraumes. Die höchsten Individuendichten sind im Winter am Nordrand der Oderbank und am Adlergrund zu beobachten (Abb. 21). Eine kleine Anzahl nichtbrütender Individuen hält sich im Sommer im NSG auf. Das NSG ist Überwinterungs-, Mauser- und Rast- sowie Übersommerungsgebiet und bietet geeignete Nahrungsressourcen für Prachttaucher.

Tab. 27: Rastbestandszahlen des Prachttauchers für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.09., Herbst 16.09.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)**	**nachrichtlich[64]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)**
Frühjahr	1.100	0,2-0,4	600	I	I
Sommer	240	<0,1	100	I	I
Herbst	950	0,2-0,4	650	I	I
Winter	2.500	0,5-0,9	850	III	III

[64] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

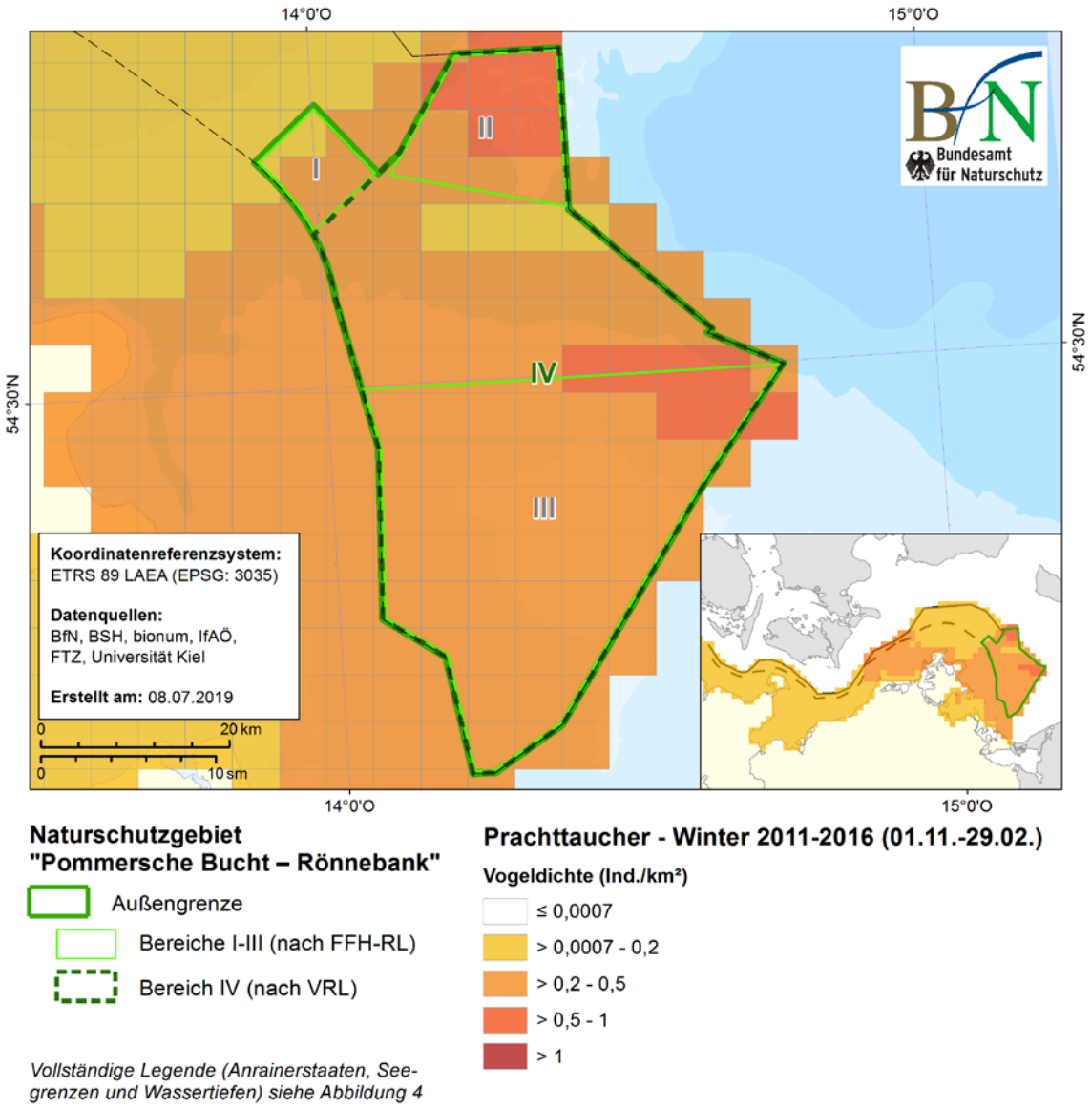


Abb. 21: Mittlere Abundanz des Prachttauchers im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.10.3 Ökologische Funktionen

Prachttaucher sind mit geringeren Anteilen als die Sterntaucher unter den im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** rastenden Seetauchern vertreten. Der mittlere Winterbestand von 850 Vögeln macht zwar nur einen Anteil von 0,2-0,3 % der auf 266.000-473.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population aus (Wetlands International 2019) in Bezug zum Winterbestand der deutschen Ostsee von 2.500 Individuen beträgt der Anteil aber 34 %. Zusammen mit Sterntauchern stellen sie wichtige Topprädatoren im Nahrungsnetz der Lebensräume im NSG dar.

Prachttaucher finden in diesem NSG besonders günstige Lebensbedingungen vor. Dies betrifft zum einen ein offenbar günstiges Nahrungsangebot, zum anderen die weitgehend

erhaltene Unzerschnittenheit des Lebensraums, der lokale Ortswechsel ebenso ermöglicht wie den Wechsel in benachbarte, ebenfalls als SPA ausgewiesene Meeresgebiete. Die Standarddatenbögen dieser Gebiete führen Rastbestände von 1.000 (SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“), 100 (SPA „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“), 300 (SPA „Westliche Pommersche Bucht“) und 1.875 Prachttauchern (SPA „Zatoka Pomorska“) auf. Zudem ist davon auszugehen, dass auf dem Zug noch weitere Natura 2000-Schutzgebiete aufgesucht werden, so dass das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ein wichtiger Bestandteil des Netzwerks von Schutzgebieten ist. Für das NSG „Kadetrinne“ ist in diesem Zusammenhang die Bedeutung als Durchzugsraum zu nennen (siehe Kapitel 3.4.10.2), zudem liegt dies Gebiet in der Nähe des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (1.000 Individuen laut Standarddatenbogen).

3.4.10.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Gemessen am Anteil am Rastbestand der deutschen Ostsee im Frühjahr ist das NSG im Frühjahr, wenn sich mehr als ein Viertel des Rastbestandes dort aufhält, von herausragender Bedeutung. Daher ist dem Bereich IV bzw. dem Komplexgebiet die Stufe (A) zuzuweisen. Das NSG ist integrativer Bestandteil der Natura 2000-Gebietskulisse und spielt daher für den Prachttaucher eine wichtige Rolle. Dementsprechend hat das Gebiet einen hohen Wert für den Erhalt der Art. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

3.4.10.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Die durchschnittliche Gebietskapazität ist im Bewertungszeitraum (2011–2015) im Frühjahr, der Jahreszeit mit den größten Rastbeständen des Prachttauchers, sehr deutlich verfehlt worden, was eine Bewertung des Unterkriteriums „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C) zur Folge hat (Tab. 28). Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand trotz der zuletzt kleinen Frühjahrs-Rastbestände im NSG keinen statistisch signifikanten Trend (Trend = -2,836, p = 0,213, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit gut (B) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt die Stufe (B) beim Bestandstrend aber nicht zu einer Aufwertung einer mit Stufe (C) bewerteten Populationsgröße. Entsprechend wird das Kriterium **„Zustand der Population“** mit mittel bis schlecht **(C)** bewertet, sowohl für Bereich IV als auch das Komplexgebiet.

Tab. 28: Durchschnittliche Gebietskapazität des Prachttauchers im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Frühjahr	700	200	C
Komplex-gebiet	Frühjahr	700	200	C

Wegen der sehr ähnlichen Lebensweise wird hinsichtlich der Beeinträchtigungen durch menschliche Nutzungen auf die Ausführungen beim Sterntaucher (Kapitel 3.4.9.5) verwiesen, die hier nicht im Einzelnen wiederholt werden sollen. Die Einwirkungen der verschiedenen Formen der Fischerei (insbesondere die Individuenverluste durch Beifang in Stellnetzen) und Schifffahrt sorgen auch beim Prachttaucher für die Einstufung **(C)** beim Kriterium **„Beeinträchtigungen“**, die gleichermaßen für Bereich IV und Komplexgebiet gilt.

Nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) ergeben die in Tab. 44 aufgeführten Einzelbewertungen (C-C) den **Ist-Zustand (C)** für Bereich IV und Komplexgebiet. Aufgrund dieser Bewertung ist beim Vergleich von Ist-Zustand und **Soll-Zustand (A)** ein **starkes Defizit (-2)** feststellbar.

3.4.11 Gelbschnabeltaucher (*Gavia adamsii*)

3.4.11.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Gelbschnabeltaucher vor allem auf dem Meer auf und bevorzugen dabei küstennahe, geschützte Gewässer wie Fjorde und Buchten (Del Hoyo et al. 1992; Byrkjedal et al. 2000). Neuere Befunde von der Doggerbank (Burton et al. 2013) und aus der Pommerschen Bucht (Bellebaum et al. 2010a) zeigen, dass auch küstenfernere Meeresgebiete mit relativ geringer Wassertiefe aufgesucht werden.

Über die Nahrung von Gelbschnabeltauchern ist wenig bekannt, doch dürfte sie vor allem aus Fisch bestehen. Del Hoyo et al. (1992) nennen Groppen (Cottidae), Pazifik-Tomcod (*Microgadus proximus*) und Dorsch (*Gadus morhua*), aber auch Crustaceen, Mollusken und Anneliden. Länge und Tiefe der Tauchgänge sind bisher nicht untersucht worden. Hinsichtlich der Flughöhe wird von einem Anteil von 5 % der Flugzeit oberhalb 20 m ausgegangen (Bradbury et al. 2014).

3.4.11.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In Deutschland auftretende Gelbschnabeltaucher gehören zur biogeographischen Population „Nordeuropa (Winter)“, deren Brutgebiete im arktischen Sibirien liegen.

Wenngleich aus Schottland und Skandinavien regelmäßige Wintervorkommen bekannt sind, galt die Art in Deutschland lange als Ausnahmeerscheinung. Erst seit dem Jahr 2000, als die Erfassung von Seevögeln auf See in den deutschen Meeresgebieten deutlich intensiviert wurde, ergaben regelmäßige Nachweise (zum Beispiel 48 Beobachtungen in der deutschen Ostsee von 2002–2008, Bellebaum et al. (2010a)) ein anderes Bild.

Die von Bellebaum et al. (2010a) aufgeführten Beobachtungen betreffen zum einen Gelbschnabeltaucher, die vom Darßer Ort, vom Kap Arkona und in der Arkonasee bei planmäßigen Erfassungen des Vogelzugs gesehen wurden, zum anderen Sichtungen bei Transektzählungen vom Schiff und vom Flugzeug aus. Fast alle rastenden Vögel wurden in der Pommerschen Bucht erfasst und hielten sich mehr als 20 km von der Küste entfernt auf (Abb. 22). Die meisten dieser Feststellungen fallen in den Zeitraum von Oktober bis Mai, zweimal wurde die Art auch im August beobachtet. Ein Schwerpunkt ist von Februar bis Mai zu erkennen (Bellebaum et al. 2010a).

NSG „Fehmarnbelt“

Für das NSG „Fehmarnbelt“ liegen keine Nachweise des Gelbschnabeltauchers vor.

NSG „Kadetrinne“

Im Frühjahr 2003 wurden bei Zugplanbeobachtungen vom Darßer Ort aus 20 Gelbschnabeltaucher gesehen (Bellebaum et al. 2010a). Daraus ist zu schließen, dass das genau westlich vom Darß gelegene NSG zumindest auf dem Heimzug von Gelbschnabeltauchern durchflogen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Den bisherigen Beobachtungen zufolge ist das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ unter Berücksichtigung der insgesamt geringen Bestände Schwerpunkt des Rastvorkommens von Gelbschnabeltauchern in der deutschen Ostsee (Abb. 22). Die saisonale Verteilung der Beobachtungen weist darauf hin, dass dort sowohl Herbst- und Frühjahrsdurchzügler[65] als auch Wintergäste vorkommen, zudem gibt es zwei Nachweise aus dem August. Bestandsangaben lassen sich nach bisheriger Datenlage nicht machen, doch handelt es sich sicherlich je Jahreszeit um weniger als 50 Individuen (Tab. 29).

Für Stern- und Prachttaucher wurden günstige Ernährungsverhältnisse festgestellt, ähnliches dürfte auch für den Gelbschnabeltaucher gelten, der ebenfalls überwiegend Fisch frisst (siehe Kapitel 3.4.11.1). Genauere Angaben zur Nahrungsökologie dieser Art liegen jedoch nicht vor.

[65] Frühjahrsnachweise liegen nur aus den Erfassungen von Bellebaum et al. (2010) vor, die nicht Grundlage für die Bestandsberechnung für den Managementplan waren und daher nicht in Tab. 29 eingingen.

Tab. 29: Rastbestandszahlen des Gelbschnabeltauchers für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind. ; n. a.: nicht ausgewertet. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.09., Herbst 16.09.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[66]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	n.a.	n.a.	I	n.a.	0
Sommer	n.a.	n.a.	0	n.a.	0
Herbst	n.a.	n.a.	II	n.a.	0
Winter	n.a.	n.a.	I	n.a.	0

[66] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

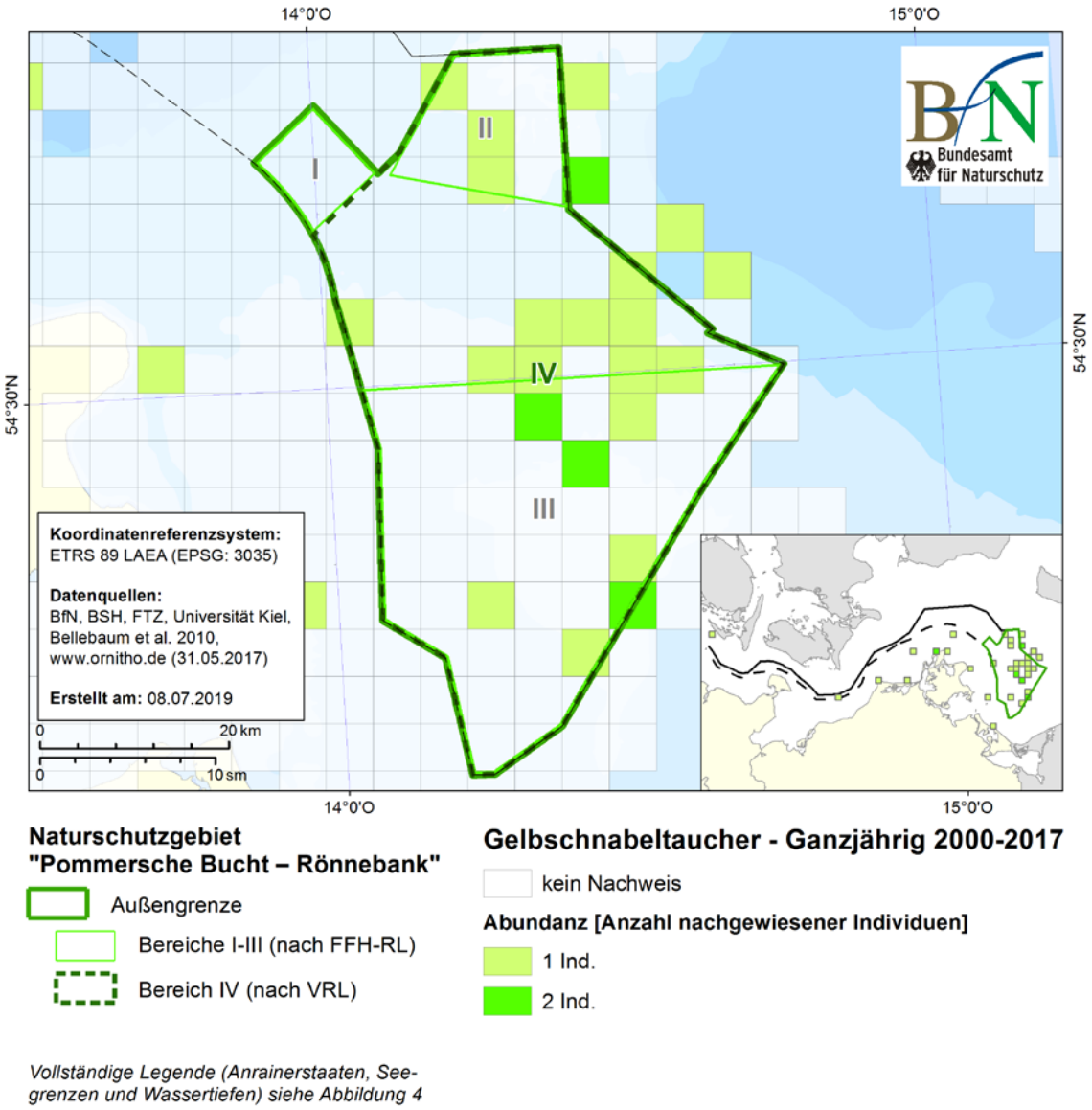


Abb. 22: Abundanz des Gelbschnabeltauchers 2000–2017 im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Einzelnachweisen.[67]
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.11.3 Ökologische Funktionen

Gelbschnabeltaucher nehmen zwar eine Stellung als piscivore Topprädatoren ein, haben aber aufgrund der sehr geringen Individuenzahl kaum einen Einfluss auf die Populationsstrukturen niedrigerer trophischer Ebenen in den Lebensgemeinschaften der deutschen Ostsee. Auch wenn derzeit keine genauen Bestandsangaben für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ möglich sind, so weisen die vorliegenden Beobachtungen darauf hin, dass dies Gebiet eine Rolle als Rastgebiet für durch die südliche Ostsee ziehende Gelbschnabeltaucher spielt. Der Gelbschnabeltaucher gehört zu den seltensten Seevo-

[67] Aufgrund der geringen Individuenzahl erfolgt hier anders als bei den anderen Arten keine Darstellung von Mittelwerten.

gelarten überhaupt, die Bestandsangaben für die in der Ostsee vorkommende biogeographische Population wird der Bestand auf nur 1.000-8.000 Individuen geschätzt (Wetlands International 2019). Bisher ist unbekannt, wo das Überwinterungsgebiet der durch die südliche Ostsee ziehenden Vögel liegt. Da es sich höchstwahrscheinlich um einen sehr kleinen Bestand handelt, könnte der Anteil unter den Vögeln eines entsprechenden Zugtyps, die im NSG rasten, recht hoch sein.

3.4.11.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Das regelmäßige Vorkommen von Vögeln einer Art mit einem sehr kleinen Gesamtbestand gibt dem NSG einen guten Wert für deren Erhalt. Die Bedeutung des NSG wird daher als hoch eingestuft. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.4.11.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Über das Vorkommen des Gelbschnabeltauchers liegen aus dem NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu wenige Daten vor, um die Art hinsichtlich des Kriteriums „Zustand der Population“ einstufen zu können. Festzustellen ist, dass im NSG negative Einflüsse durch menschliche Nutzungen vorhanden sind (insbesondere Stellnetzfischerei, aber auch Störungen durch verschiedene Formen der Fischerei, die Berufsschifffahrt und die Energieerzeugung aus Wind einschließlich des mit ihr verbundenen zusätzlichen Schiffs- und Flugverkehrs), so dass das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** in Bereich IV und Komplexgebiet auf mittel bis schlecht **(C)** geschätzt wird.

Aufgrund der fehlenden Angaben zum Kriterium „Zustand der Population“ ist es derzeit nicht möglich, einen Ist-Zustand für den Gelbschnabeltaucher im NSG zu benennen und Defizite zu ermitteln.

3.4.12 Kormoran (*Phalacrocorax carbo*)

Der Kormoran kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da er im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.12.1 Biologie

Kormorane sind in Europa weit über Meeres- und Binnengewässer verbreitet. Im marinen Bereich beschränkt sich ihr Vorkommen auf Küstengewässer, weil sie – anders als alle anderen Seevögel – ihr Gefieder nicht einfetten können und daher nach Tauchperioden auf Gefiedertrocknung an Land angewiesen sind.

Als Nahrungsopportunisten können Kormorane ganz unterschiedliche Fischbestände nutzen. Entsprechend wurden bei Untersuchungen von Speiballen und Mägen von geschossenen oder in Stellnetzen verendeten Vögeln an der deutschen Ostsee viele verschiedene Fischarten nachgewiesen. Die Untersuchungsergebnisse weisen wechselweise Stichlinge, Sandaale, Plötze, Hering, Flussbarsch, Aal, Kaulbarsch, Aalmutter, Dorsch, Seeskorpion und Grundeln als dominierende Nahrungsbestandteile aus (Kieckbusch 1993; Kieckbusch & Koop 1996; Preuß 2002; Ubl 2004; Strunk & Strunk 2005; Garthe et al. 2008). Die Tauchgänge können bis über 30 m tief führen. Offenbar wird bevorzugt in Grundnähe gefischt, während pelagische Beute in den Hintergrund tritt (Grémillet et al. 1998). Die Nahrungssuche findet häufig in Gruppen oder gar in großen Schwärmen statt.

Die Flughöhe ist recht variabel. Bei von Cook et al. (2012) zusammengefassten Untersuchungen reicht der Anteil von über 20 m hoch fliegenden Kormoranen von 4 % bis 33 %, stellenweise fliegen sie überwiegend weniger als 5 m hoch (Krijgsveld et al. 2011). Unter den bei Helgoland ziehenden Kormoranen flogen allerdings zu 25 % höher als 50 m (Dierschke & Daniels 2003).

3.4.12.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Kormorane, die in Deutschland brüten oder außerhalb der Brutzeit vorkommen, gehören fast ausschließlich zur biogeographischen Population „N- und Mitteleuropa“ der Unterart *P. c. sinensis*. Nur auf Helgoland treten regelmäßig wenige Gastvögel auf, die zur an Felsküsten Großbritanniens und Norwegens brütenden Nominatform zu rechnen sind (Dierschke et al. 2011). Als Brut- und Gastvogel hat die Art seit den 1980er Jahren beträchtlich im Bestand zugenommen, für die Jahre 2005-2009 wird der deutsche Brutbestand auf 22.000-26.000 Paare geschätzt (Gedeon et al. 2014). Das Brutvorkommen erstreckt sich mittlerweile über das ganze Land, einige sehr große Brutkolonien befinden sich aber im Küstenbereich von Mecklenburg-Vorpommern (Gedeon et al. 2014).

Im deutschen Teil der Ostsee sind Kormorane ganzjährig entlang aller Küstenabschnitte anzutreffen. Besonders viele Kormorane halten sich in Vorpommern rund um Rügen auf. Vom Greifswalder Bodden und von Usedom aus reicht das Vorkommen im Sommer und Herbst relativ weit in das offene Meer hinein, doch bereits auf der Oderbank sind nur noch wenige Vögel zu sehen (Abb. 23). Weitere Vorkommensschwerpunkte sind die Wismarbucht und der Bereich um Fehmarn, doch auch hier ist eine starke Bindung an die Küste zu beobachten (Sonntag et al. 2006a; Mendel et al. 2008).

NSG „Fehmarnbelt“

Im Bereich des Fehmarnbelts konzentriert sich das Vorkommen auf die küstennahen Gewässer um Fehmarn und Lolland. Der zentrale Bereich, das NSG, wird dagegen nur von wenigen Kormoranen aufgesucht (Tab. 30, Sonntag et al. (2006a); Mendel et al. (2008); FEMERN A/S (2013a)). Da Kormorane bevorzugt nahe dem Meeresboden fischen, ist die relativ große Wassertiefe des NSG für sie weniger geeignet als die

flacheren Küstengewässer. Auf dem Zug wird der Fehmarnbelt zwar auch mehrheitlich in Küstennähe durchflogen, je nach Zugsaison wählen etwa 20-45 % der Vögel den zentralen Bereich zwischen den Inseln (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Zu allen Jahreszeiten ist das Vorkommen rastender Kormorane verschwindend gering (Tab. 30, Sonntag et al. (2006a); Mendel et al. (2008)), sicherlich ein Effekt von Küstenferne und tiefem Wasser.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das NSG wir zu allen Jahren kaum von Kormoranen zu Rast oder Nahrunssuche genutzt (Tab. 30,Sonntag et al. (2006a); Mendel et al. (2008)). Der größte hochgerechnete Bestand entfällt mit 190 Vögeln auf den Winter (Tab. 30).

Tab. 30: Rastbestandszahlen des Kormorans für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.02.- 31.03., Sommer 01.04.-31.07., Herbst 01.08.-31.10., Winter 01.11.-31.01.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[68]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	5.500	0,9	60	I	III
Sommer	3.900	0,6	70	I	III
Herbst	10.000	1,6	190	I	II
Winter	6.500	1,1	III	I	III

[68] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

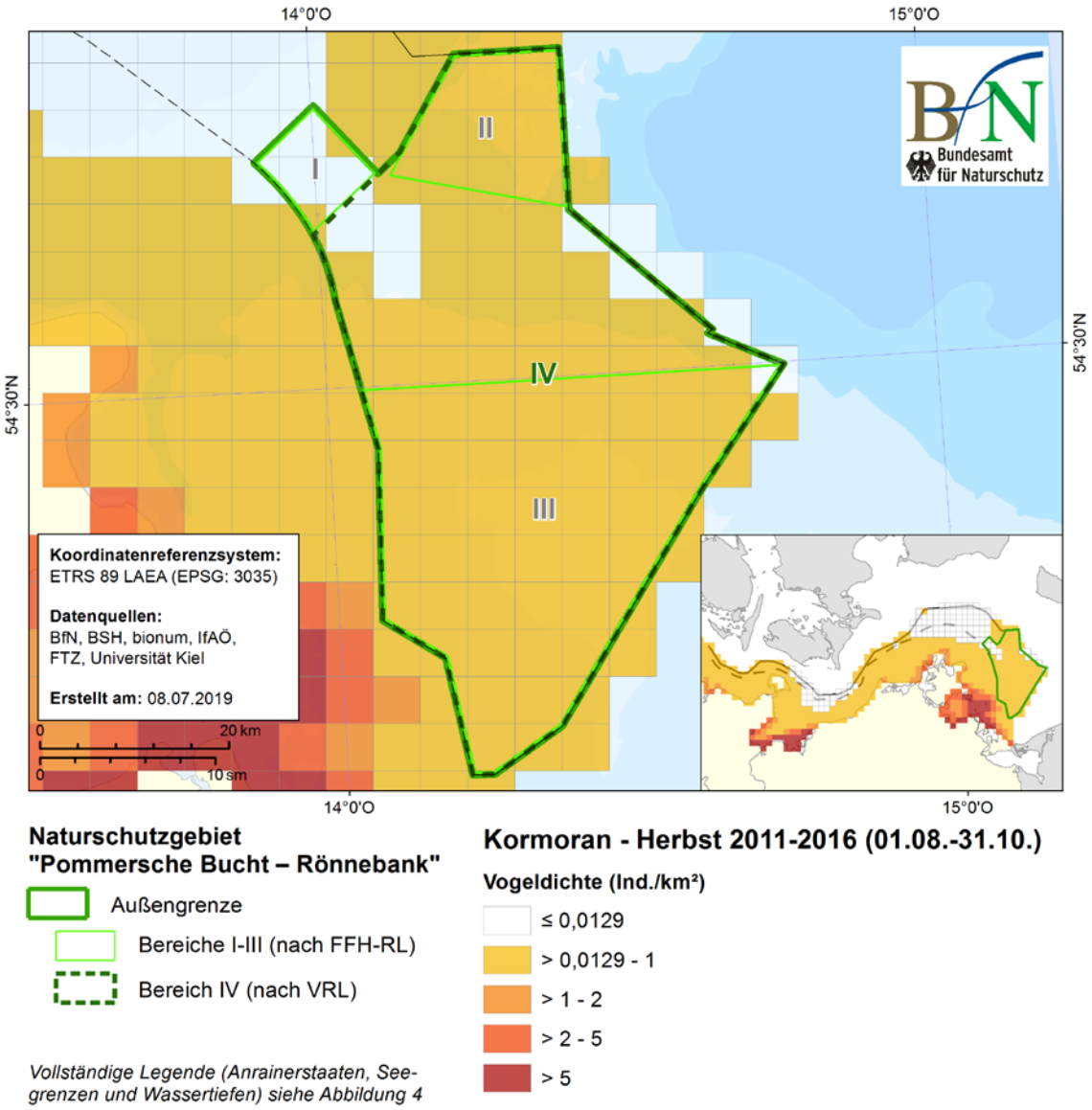


Abb. 23: Mittlere Abundanz des Kormorans im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.12.3 Ökologische Funktionen

Dort, wo Kormorane in großer Zahl auftreten oder gar in Trupps von Hunderten oder Tausenden von Vögeln gemeinsam fischen, sind sie sehr wichtige piscivore Topprädatoren. In den drei NSG in der AWZ der deutschen Ostsee ist dies allerdings nicht der Fall, da die Individuendichten sehr gering sind. Demzufolge sind die Anteile an der auf 615.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) vernachlässigbar klein. Aufgrund ihrer Lage in der Nähe zu für Kormorane bedeutenden Schutzgebieten kommt den drei NSG in der AWZ dennoch eine Brückenfunktion im Rahmen des Schutzgebietsnetzwerkes zu. Beim NSG „Fehmarnbelt“ besteht eine Nachbarschaft zum SPA „Kyststrækningen v. Hyllekrog-Rødsand“ (bis 6.500 Individuen

laut Standarddatenbogen, beim NSG „Kadetrinne betrifft dies das SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelsund“ (15.000 Individuen) sowie beim NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ die SPA „Westliche Pommersche Bucht“ (1.000 Individuen) und „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“ (20.000 Individuen).

3.4.13 Tordalk (*Alca torda*)

3.4.13.1 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. Sie halten sich dabei offenbar gern am Übergang von geringen zu größeren Wassertiefen und an Hangstrukturen auf (Markones 2003).

Tordalken tauchen überwiegend nach kleinen pelagischen 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 (vor allem Polychaeten und Crustaceen) aufgenommen (Madsen 1957; Blake 1983; Blake 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, nur 0,5 % der Flüge finden oberhalb 20 m statt (Bradbury et al. 2014). 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.

3.4.13.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die auf der deutschen Ostsee vorkommenden Tordalken gehören zu den Unterarten *A. t. islandica* (biogeographische Population „NW-Europa“) und *A. t. torda* (biogeographische Population der Ostsee). Die Art brütet in Deutschland nur auf Helgoland. Tordalken kommen in der deutschen Ostsee vor allem im Winter vor. In geringen bis mittleren Dichten tritt die Art in weiten Teilen des Küsten- und Offshore-Bereichs der Pommerschen Bucht und weiter westwärts bis Zingst auf. Größere Anzahlen halten sich auch in der Mecklenburger Bucht auf, kleinere Vorkommen gibt es in der Kieler Bucht (Markones et al. 2012; Markones et al. 2015). Nach Mendel et al. (2008) kommen Tordalken im Winter auch in großer Anzahl in der Arkonasee vor.

Im Frühjahr und Sommer halten sich nicht einmal halb so viele Tordalke in der deutschen Ostsee auf wie im Winter, noch deutlich geringer ist das Vorkommen im Herbst (Tab. 31).

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ halten sich im Winter und Frühjahr Tordalke in geringen Individuendichten auf, besonders im Westteil des NSG (Tab. 31, Mendel et al. (2008); FEMERN A/S (2013a)). Das Gebiet gehört nicht zu den Verbreitungsschwerpunkten der Art in der westlichen Ostsee, welche benachbart in der Hohwachter und Lübecker Bucht zu finden sind.

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ wurden Tordalken mehrfach bei Transektzählungen festgestellt, aber in viel geringerer Anzahl und Dichte als in den benachbarten Abschnitten der deutschen Ostsee (Mendel et al. 2008; Markones et al. 2015). Im Winter leben im Mittel 110 Individuen im NSG (Tab. 31).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Außer im Herbst kommen Tordalke im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu allen Jahreszeiten mit mehreren hundert Individuen vor. Am stärksten ist das Auftreten im Sommer, also unmittelbar nach der Brutzeit und während der Mauserzeit (Tab. 31). Dann treten die höchsten Individuendichten im Südwestteil des NSG auf (Abb. 24).

Tab. 31: Rastbestandszahlen des Tordalks für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.04., Sommer 16.04.-15.07., Herbst 16.07.-30.09., Winter 01.10.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[69]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	2.300	4,2	370	III	III
Sommer	1.200	2,2	550	I	I
Herbst	III	<0,1	I	I	I
Winter	5.500	10,0	450	110	III

[69] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

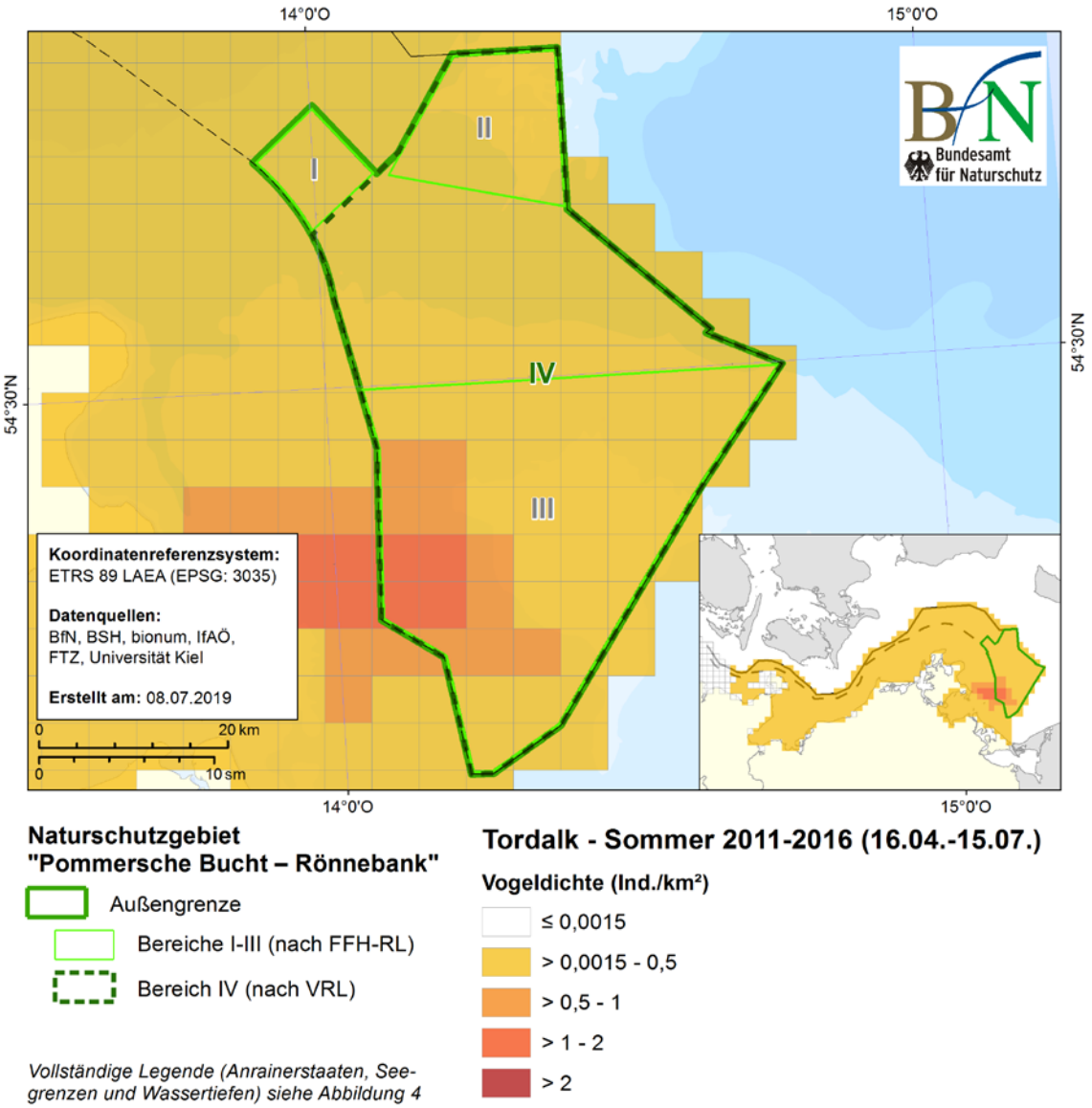


Abb. 24: Mittlere Abundanz des Tordalks im Sommer (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.13.3 Ökologische Funktionen

Als Prädatoren von kleinen Fischen stehen Tordalken zusammen mit anderen Seevögeln am oberen Ende des Nahrungsnetzes.

Der mittlere Winterrastbestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ hat mit 8 % einen relativ kleinen Anteil am Rastbestand der gesamten deutschen Ostsee. Dagegen konzentriert sich der Sommerbestand mit 45 % stark auf das NSG. Die Anteile an der biogeographischen Population der Ostsee, die auf 55.000 Individuen geschätzt wird (Mendel et al. 2008), betragen 0,8 % bzw. 1,0 %. Der nachbrutzeitliche (Mauser-)Bestand ist der einzige solche in der deutschen Ostsee und steht möglicherweise im Zusammenhang mit dem Brutbestand von 860–1.100 Paaren im 75 km entfernten SPA „Ertholmene“

nördlich von Bornholm. Für die benachbarten Natura 2000-Schutzgebiete SPA „Westliche Pommersche Bucht“ (2.000 Individuen) und SPA „Zatoka Pomorska“ (1.500-2.500 Individuen) wurden weitaus höhere Bestände in den Standarddatenbögen festgehalten. Für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ergibt sich dadurch eine Brückenfunktion, das heißt, es kann eine Rolle beim Wechsel von Tordalken zwischen verschiedenen Teilen des Schutzgebiets-Netzwerks spielen. In diesem Zusammenhang ist es wichtig, dass das NSG frei von Vertikalstrukturen wie Windenergieanlagen ist, welche von Tordalken beim Fliegen weiträumig gemieden werden. Diese Barrierefreiheit betrifft ebenso die beiden NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“.

3.4.13.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, halten sich zwar nur geringe Populationsanteile im NSG auf, doch ist hier das Vorkommen zur sensiblen Mauserzeit hervorzuheben. Da Tordalken die Nähe von Offshore-Windparks meiden, stellt das unverbaute und damit barrierefreie NSG einen für Tordalke günstigen Lebensraum dar, insbesondere im Hinblick auf die Vernetzung mit den benachbarten Natura 2000-Gebieten. Aufgrund dieser Funktionen wird dem NSG eine hohe Bedeutung für den Arterhalt zugewiesen. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.4.13.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Bewertungszeitraum (2011–2015) wurde die durchschnittliche Gebietskapazität im Winter erreicht (Tab. 32). Dabei ist zu beachten, dass im Bewertungszeitraum besonders große Bestände beobachtet wurden, die sowohl einen hohen Mittelwert der drei individuenreichsten Jahre (eine durchschnittliche Gebietskapazität von 306 Vögeln) als auch ein sehr hohes Maximum eines Einzeljahres (349 Vögel) ergaben. Demgegenüber betrifft der in Tab. 31 angegebene mittlere Winterbestand von 70 Vögeln einen Zeitraum mit schwächerem Vorkommen. Der angewandten Methodik (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) zufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit A (hervorragend) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei zeigt der Winterbestand von 2000 bis 2016 im Einklang mit dem zuletzt großen Rastbestand im NSG einen statistisch signifikanten, stark zunehmenden Trend (Trend = 19,498, $p < 0,001$, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit der Stufe A (hervorragend) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein hervorragender Wert (A) beim Bestandstrend bei hervorragendem Wert (A) bei der Populationsgröße dazu, dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit Stufe **A (hervorragend)** bewertet wird, sowohl für Bereich IV als auch das Komplexgebiet.

Tab. 32: Durchschnittliche Gebietskapazität des Tordalks im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 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 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	306	349	A
Komplex-gebiet	Winter	306	349	A

In den verschiedenen Teilen des NSG, in denen Tordalken vorkommen, wirken mehrere Nutzungen auf diese Vögel ein. Unter den im NSG ausgeübten Formen der Fischerei sind die Stellnetzfischerei, durch die ein hohes Risiko von Individuenverlusten durch Ertrinken in den Stellnetzen besteht (Kapitel 6.6.3), sowie die grundberührende Schleppnetzfischerei, die Bestände von Beutefischen dezimiert und deren Lebensräume am Meeresgrund zerstört (Kapitel 6.4.3), zu nennen. Alle Fischereifahrzeuge sowie die Berufsschifffahrt sorgen für Fluchtreaktionen durch visuelle Störungen, darüber hinaus aber für Individuenverluste durch Verstricken in emittierten Müllobjekten bzw. Beeinträchtigungen durch Verschmutzung mit freigesetztem Öl (Kapitel 6.1.5, 6.4.3, 6.5.4, 6.6.3 und 6.8.4). Aufgrund der Summe der Auswirkungen wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** für Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) ergibt sich aus den in Tab. 44 aufgeführten Einzelbewertungen (A-C) jeweils der **Ist-Zustand (B)** als Gesamtbewertung für Bereich IV und das gesamte Komplexgebiet. Der Vergleich von Ist-Zustand und **Soll-Zustand (B)** zeigt jeweils **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.4.14 Trottellumme (*Uria aalge*)

3.4.14.1 Biologie

Trottellummen sind ausgeprägte Meeresvögel, die nur zur Fortpflanzung ans Land kommen. Im Sommer halten sich Trottellummen häufig in Bereichen des kontinentalen Schelfmeeres auf, in denen die Wassertemperatur zwischen 6 und 16 °C liegt. Zu Konzentrationen kann es in Gebieten kommen, in denen durch Gezeitenströmungen Wasserturbulenzen entstehen (Gaston & Jones 1998). 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. Madsen (1957) gibt die durchschnittliche Tauchtiefe mit 4 bis 5 m an. Wahrscheinlich tauchen die Tiere aber vielerorts deutlich tiefer. Gaston & Jones (1998) geben einen Durchschnittswert von 20 bis 50 m mit maximalen Tiefen von über 100 m an. Generell besteht die Nahrung von Trottellummen überwiegend aus pelagischen Schwarmfischen, die in oberflächennahen oder mittleren Wasserschichten tauchend erbeutet werden. Daneben werden in geringen Mengen auch Wirbellose wie Polychaeten, Crustaceen oder Mollusken aufgenommen. Sowohl bei der Fütterung von Küken in der Brutkolonie Stora Karlsö bei Gotland als auch bei Stellnetzopfern aus der zentralen Ostsee bestand die Nahrung mit 97 % bzw. 92 % der Beuteobjekte fast ausschließlich aus Sprotten (*Sprattus sprattus*) (Hedgren 1976; Lyngs & Durinck 1998).

Trottellummen sind tag- und dämmerungsaktiv. Meist fliegen sie sehr flach über die Meeresoberfläche (nur 1 % der Flugzeit höher als 20 m, (Bradbury et al. 2014). 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)).

3.4.14.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Trottellummen in der deutschen Ostsee gehören zu zwei verschiedenen biogeographischen Populationen mit unterschiedlicher Verbreitung: Die Trottellummen in der Pommerschen Bucht werden als zur Brutpopulation der Ostsee gehörig angesehen. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass auch einzelne atlantische Vögel dieses Gebiet erreichen (Bairlein et al. 2014). Trottellummen in der westlichen Ostsee (Kieler Bucht) wandern vermutlich über das Kattegat ein, doch können dort auch Vögel der Population der Ostsee vorkommen (Bønløkke et al. 2006; Fransson et al. 2008).

Trottellummen brüten in Deutschland nur auf Helgoland, treten aber ganzjährig als Gastvögel in der deutschen Ostsee auf. Im Frühjahr, Sommer und Herbst kommen Trottellummen in geringer Anzahl verstreut in der Pommerschen Bucht vor. Einzelbeobachtungen liegen auch aus der Kieler, Hohwachter und Mecklenburger Bucht vor. Bezogen auf die gesamte deutsche Ostsee erreichen Trottellummen die höchsten Anzahlen im Winter. Ihr Verbreitungsschwerpunkt befindet sich dann in den Offshore-Bereichen der Pommerschen Bucht, insbesondere in den tieferen Gewässern zwischen Oderbank und Adlergrund und nordwestlich des Adlergrundes. Des Weiteren befindet sich westlich der Insel Hiddensee ein kleines Vorkommen. Auch in der Kieler und Mecklenburger Bucht und entlang der Küste Rügens halten sich im Winter einzelne Trottellummen auf.

NSG „Fehmarnbelt“

Trottellummen halten sich zu allen Jahreszeiten nur ganz vereinzelt im NSG „Fehmarnbelt“, das abseits der Verbreitungsschwerpunkte in der deutschen Ostsee liegt, auf (Tab. 33, Mendel et al. (2008)).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ wurden Trottellummen bei Transektzählungen bisher nur in kleiner Zahl festgestellt (Tab. 33).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kommen Trottellummen ganzjährig vor (Tab. 33). Am zahlreichsten sind sie im Herbst und im Winter. Während dieser Zeit kommen sie vor allem im nördlichen Bereich des NSG vor (Abb. 25). Im Frühjahr und während der Brutzeit werden die wenigsten Trottellummen beobachtet. Das NSG ist für Trottellummen daher vor allem Überwinterungs- und Rastgebiet, zudem Mausergebiet während der Nachbrutzeit und Übersommerungsgebiet.

Tab. 33: Rastbestandszahlen der Trottellumme für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.04., Sommer 16.04.-15.07., Herbst 16.07.-30.09., Winter 01.10.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[70]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	1.100	2,2	280	II	II
Sommer	1.100	2,2	330	I	III
Herbst	1.800	3,6	1.400	I	I
Winter	3.300	6,6	900	III	III

[70] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

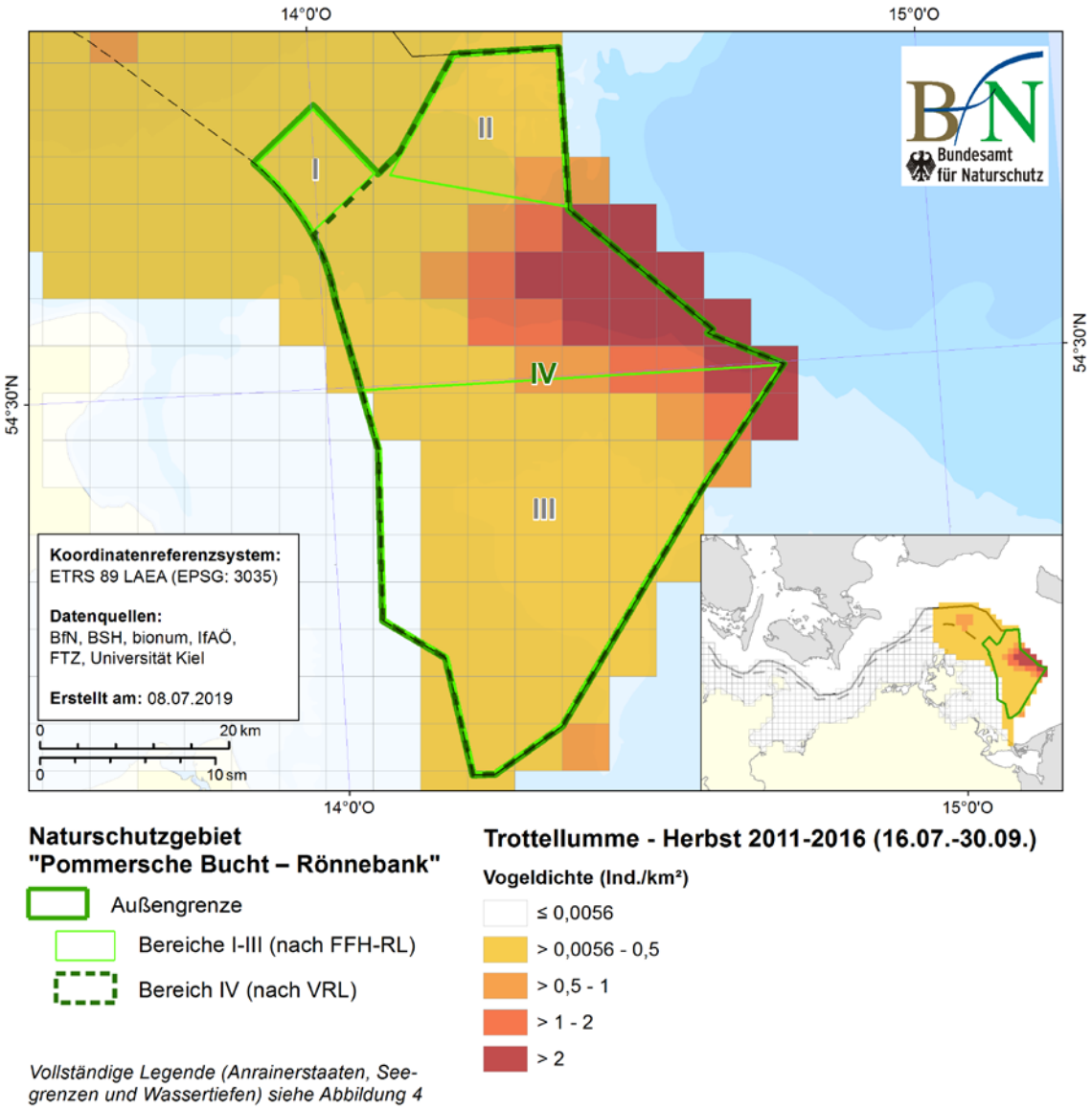


Abb. 25: Mittlere Abundanz der Trottellumme im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.14.3 Ökologische Funktionen

Das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** beherbergt zu allen Jahreszeiten große Anteile des Bestandes in der deutschen Ostsee. Auf die biogeographische Population der Ostsee von 50.000 Individuen (Mendel et al. 2008) bezogen halten sich maximal 2,8 % der Vögel im NSG auf (Tab. 33).

Es besteht eine Vernetzung mit anderen Natura 2000-Schutzgebieten. Zum einen wird die Art im Standarddatenbogen des SPA „Westliche Pommersche Bucht“ mit einem Rastbestand 550 Individuen angegeben. Zum anderen besteht sehr wahrscheinlich ein Bezug zum 75 km entfernten SPA „Ertholmene“ nördlich von Bornholm, denn es ist davon auszugehen, dass die dortigen Brutvögel der Insel Græsholm (laut Standarddatenbogen

2.500–2.700 Paare) auf Nahrungsflügen oder besonders direkt nach der Brutzeit in das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gelangen.

Trottellummen wurden zwar verschiedentlich innerhalb von Offshore-Windparks bei der Nahrungssuche beobachtet (Krijgsveld et al. 2010), doch vermeiden sie offenbar, in Windparks einzufliegen. Das weitgehend unbebaute Meeresgebiet der drei NSG stellt daher einen unzerschnittenen Lebensraum für Trottellummen dar, auch wenn die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ wegen geringer dort rastender Anzahlen von Trottellummen derzeit keine hohe Bedeutung für die Art aufweisen.

3.4.14.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, halten sich sehr hohe Anteile des deutschen Ostseebestandes im NSG auf. Es besteht eine Vernetzung mit anderen Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, wobei der wahrscheinliche Bezug zur großen Brutkolonie auf Græsholm besondere Beachtung verdient. Da Trottellummen die Nähe von Offshore-Windparks meiden, stellt das unverbaute und damit barrierefreie NSG einen für die Art günstigen Lebensraum dar. Aufgrund dieser Funktionen wird dem NSG eine besonders hohe Bedeutung für den Arterhalt zugewiesen. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

3.4.14.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Bewertungszeitraum (2011–2015) wurde die durchschnittliche Gebietskapazität im Winter erreicht (Tab. 34). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit hervorragend (A) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Analog zu den zuletzt großen Rastbeständen im NSG zeigt der Winterbestand in der gesamten deutschen Ostsee einen statistisch signifikanten, stark zunehmenden Trend (Trend = 11,716, $p < 0,001$, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit A (hervorragend) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein hervorragender Wert (A) beim Bestandstrend zusammen mit einem hervorragendem Wert (A) bei der Populationsgröße zu einer Bewertung des Kriteriums **„Zustand der Population“** mit Stufe **A (hervorragend)**, sowohl für Bereich IV als auch das Komplexgebiet.

Tab. 34: Durchschnittliche Gebietskapazität der Trottellumme im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 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 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	2.414	2.942	A
Komplex-gebiet	Winter	2.430	2.990	A

Wegen der sehr ähnlichen Lebensweise wird hinsichtlich der Beeinträchtigungen durch menschliche Nutzungen auf die Ausführungen beim Tordalk (Kapitel 3.4.13.5) verwiesen, die hier nicht im Einzelnen wiederholt werden sollen. Hervorzuheben ist, dass sich Trottellummen zwischen Adlergrund und Oderbank in einem Gebiet konzentrieren, durch das eine Schifffahrtsroute führt. Die Einwirkungen der verschiedenen Formen der Fischerei (insbesondere die Individuenverluste durch Beifang in Stellnetzen) und Schifffahrt sorgen auch bei der Trottellumme für die Einstufung **(C)** beim Kriterium **„Beeinträchtigungen“**, die sowohl für Bereich IV als auch Komplexgebiet gilt.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der in Tab. 44 aufgeführten Kriterien (A-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) für den Bereich IV und für das Komplexgebiet den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt ein **mittleres Defizit (-1)**.

3.4.15 Grylleiste (*Cepphus grylle*)

3.4.15.1 Biologie

Außerhalb der Brutzeit halten sich Grylleisten ausschließlich auf dem Meer auf, bevorzugen dabei aber im Vergleich zu anderen Alkenvögel sehr küstennahe Bereiche und Flachgründe. Oft verbleiben sie in der Nähe ihrer Brutgebiete, sofern es dort eisfreie Bereiche gibt.

Grylleisten tauchen meist im Flachwasser dicht über dem Meeresgrund nach Nahrung, können aber bis 40–50 m Tiefe erreichen (Piatt & Nettleship 1985; Masden et al. 2013)- Die Nahrung besteht zur Brutzeit fast ausnahmslos aus Fisch, vor allem aus Grundeln (Gobiidae). Im Winter werden aber auch Wirbellose in nennenswerten Anteilen gefressen. Dabei sind Crustaceen die wichtigste Beutegruppe, daneben auch Bivalven, Gastropoden und Polychaeten (Madsen 1957). Aufgrund der Fischvorkommen, insbesondere von Schwimmgrundeln, die ebenso wie Arten des Makrozoobenthos aufgrund der vergleichsweise geringen Wassertiefe gut erreichbar sind, sowie der daraus folgenden besonders

hohen Konzentration von Gryllteisten am Riff des Adlergrundes ist die Gryllteiste eine lebensraumtypische Art für den LRT 1170 (Riffe).[71]

Gryllteisten sind hauptsächlich tagaktiv. Da sie etwas breitere Flügel haben, sind sie im Vergleich zu Trottellummen und Tordalken gewandtere Flieger. Sie fliegen meist flach über dem Wasser, können jedoch bis in einige hundert Meter aufsteigen, zum Beispiel wenn sie nach klarem Wasser Ausschau halten (Mendel et al. 2008). Bradbury et al. (2014) gehen davon aus, dass nur 0,5 % der Flugzeit oberhalb 20 m verbracht wird.

3.4.15.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Ringfunden zufolge kommen in der deutschen Ostsee sowohl Brutvögel aus der Ostsee (*Cepphus grylle grylle*) als auch aus dem Kattegat (*Cepphus grylle arcticus*) vor, wobei sich die Vorkommensgebiete beider Unterarten überlappen (Bairlein et al. 2014). Da sich die beiden Unterarten bei der Erfassung in der deutschen Ostsee nicht anhand von Phänotyp, Aufenthaltsgebiet oder Ökologie unterscheiden lassen, werden sie hier aus pragmatischen Gründen zu einer biogeographischen Population der Brutvögel der Ostsee (Mendel et al. 2008) zusammengefasst.

Gryllteisten brüten nicht in Deutschland, halten sich aber während des Durchzuges sowie im Winter regelmäßig in der deutschen Ostsee auf. Zwischen Herbst und Frühjahr sind sie überwiegend im Bereich des Adlergrundes zu finden (Abb. 26). Trotz der relativ geringen Individuendichten ist dieses Vorkommen als international bedeutsam einzustufen (Garthe 2003). Im Winter erreicht die Art ihre höchsten Zahlen und kommt dann auch verstreut in der Pommerschen Bucht und entlang der Küste Rügens westwärts bis zum Plantagenetgrund vor. Im Herbst und Frühjahr gibt es neben der Konzentration auf dem Adlergrund auch kleinere Vorkommen im Bereich der Nordspitze Rügens sowie im westlichen und mittleren Teil der deutschen Ostsee (zum Beispiel Sagasbank, Darß). Im Sommer halten sich Gryllteisten nur sehr vereinzelt in der deutschen Ostsee auf.

NSG „Fehmarnbelt“

Bei Transektzählungen konnten bisher nur ganz vereinzelt Gryllteisten im NSG „Fehmarnbelt“ nachgewiesen werden (Tab. 35). Aufgrund der Wassertiefe entspricht das NSG nicht den Ansprüchen der Art, die rund um Fehmarn in sehr kleiner Zahl vorkommt (Berndt et al. 2005).

NSG „Kadetrinne“

Aufgrund der Wassertiefe ist nicht mit regelmäßigen Rastvorkommen im NSG „Kadetrinne“ zu rechnen, bislang liegen von dort nur vereinzelte Beobachtungen vor (Tab. 35).

[71] Gilt aufgrund des in Kapitel 3.4.15.2 beschriebenen Vorkommens nur für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ halten sich Gryllteisten von Herbst bis Frühjahr insbesondere im nördlichen Teil im Bereich des Adlergrundes auf (Abb. 26). Der Zuzug im Herbst beginnt ab November, der größte Bestand wird im Frühjahr erreicht (Tab. 35); zu dieser Zeit halten sich auch einzelne Gryllteisten verstreut im übrigen Bereich des NSG auf. Ab März nimmt die Anzahl wieder ab. Von Mai bis August kommen nahezu keine Gryllteisten im NSG vor. Für Gryllteisten ist das NSG hauptsächlich Überwinterungs- und Rastgebiet und bietet während dieser Zeit geeignete Nahrungsressourcen.

Tab. 35: Rastbestandszahlen der Gryllteiste für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-31.08., Herbst 01.09.-30.11., Winter 01.12.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)**	**nachrichtlich[72]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)**
Frühjahr	160	0,2	90	I	I
Sommer	III	<0,1	II	I	I
Herbst	60	<0,1	III	I	I
Winter	190	0,3	80	I	I

[72] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

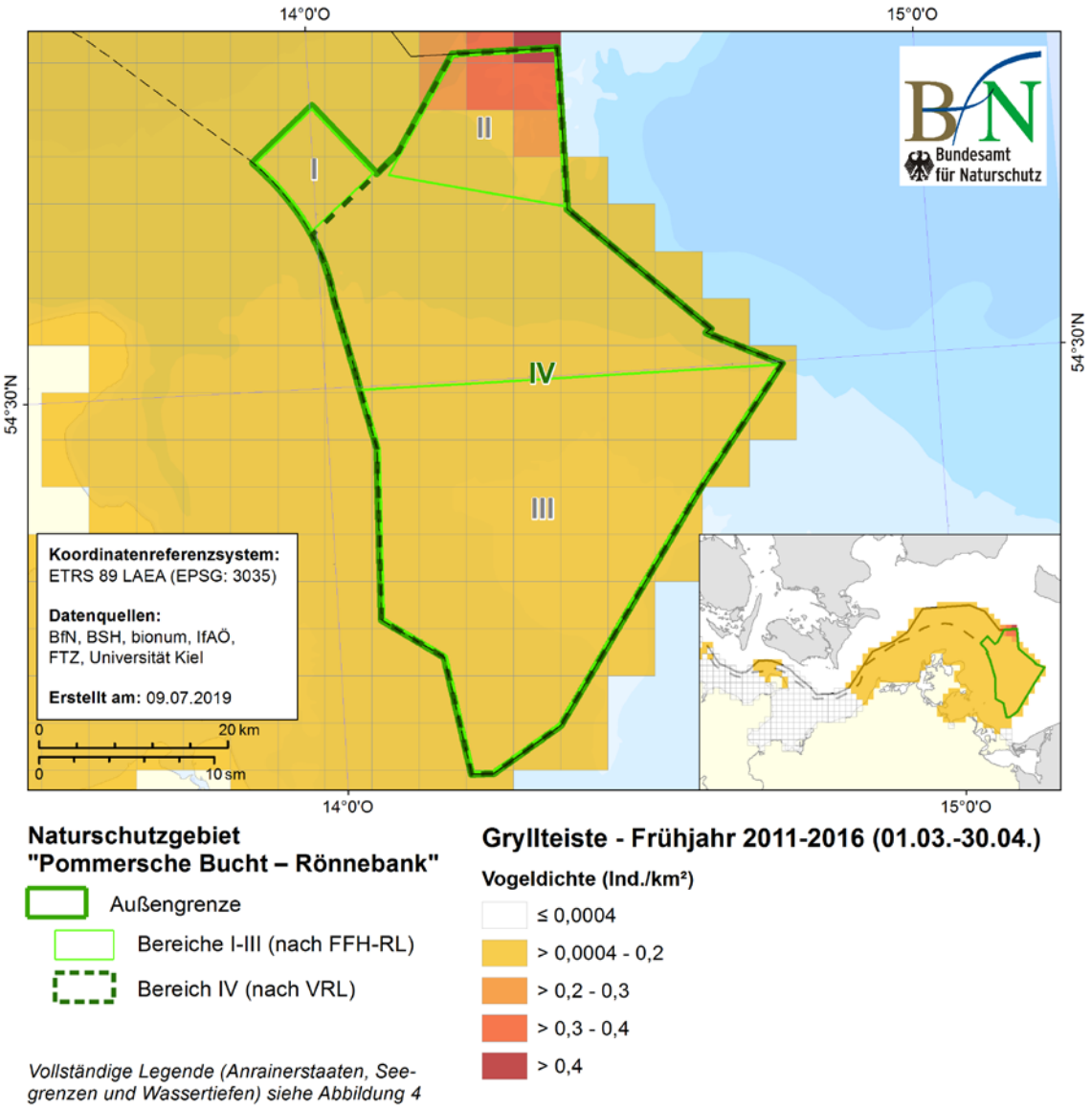


Abb. 26: Mittlere Abundanz der Gryllteiste im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.15.3 Ökologische Funktionen

In den Flachwasserbereichen der Ostsee gehören Gryllteisten zu den Topprädatoren, die bei höherer Dichte Einfluss auf die Populationsgröße und -struktur von Fischen und den im Abschnitt Biologie genannten Wirbellosen haben können.

Im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ist ein großer Anteil der in der deutschen Ostsee lebenden Gryllteisten zu finden, im Winter sind es 42 % des Bestandes, im Frühjahr sogar 56 % (Tab. 35). Der Anteil an der auf 75.000 Individuen geschätzten Ostseepopulation (Mendel et al. 2008) beträgt im Frühjahr 0,1 %. In Deutschland gilt der kleine Rastbestand als vom Erlöschen bedroht (Hüppop et al. 2013), auch für die Ostsee

wird die Art auf der Roten Liste geführt (je nach Unterart gefährdet oder nahe der Gefährdung (Herrmann et al. 2013).

Im Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000 bestehen Beziehungen zu Brutgebieten in Dänemark, Schweden und Finnland, aber auch zum östlich angrenzenden SPA „Zatoka Pomorska“, für das im Standarddatenbogen ein Rastbestand von 3.975 Individuen genannt wird.

3.4.15.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, halten sich sehr hohe Anteile des deutschen Ostseebestandes im NSG auf. Es besteht eine Vernetzung mit anderen Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, insbesondere zum benachbarten polnischen Meeresgebiet. Aufgrund des hohen Anteils des deutschen Rastbestandes und dessen Gefährdungsgrad wird dem NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ eine besonders hohe Bedeutung für den Arterhalt beigemessen. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der besonders hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

3.4.15.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Bewertungszeitraum (2011–2015) ist die durchschnittliche Gebietskapazität weder in Bereich IV noch im Komplexgebiet erreicht worden (Tab. 36). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei hat sich für den Winterbestand trotz des im NSG zuletzt beobachteten kleinen Rastbestands kein statistisch signifikanter Trend ergeben (Trend = -3,637, p = 0,484, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit B (gut) bewertet wird. Gemäß der in BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) dargelegten Aggregationsregeln führt ein guter Wert (B) beim Bestandstrend nicht zu einer Aufwertung, so dass das Kriterium **„Zustand der Population“** mit Stufe **C (mittel bis schlecht)** bewertet wird.

Tab. 36: Durchschnittliche Gebietskapazität der Gryllteiste im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffstransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Winter	364	138	C
Komplex-gebiet	Winter	364	138	C

Das Vorkommen der Gryllteiste konzentriert sich auf den Norden des NSG, insbesondere auf den Adlergrund, aber auch im Bereich zwischen Adlergrund und Oderbank (Abb. 26). Im letztgenannten Gebietsteil ist die Gryllteiste von Auswirkungen der grundberührenden Fischerei (visuelle Störung, Reduzierung von Beutefischen und temporäre Zerstörung von deren Lebensraum) betroffen (Kapitel 6.4.3). Darüber hinaus besteht ein hohes Risiko von Individuenverlusten durch die Stellnetzfischerei (Kapitel 6.6.3), in geringerem Umfang aber auch durch Verstrickung in Müllobjekten (Kapitel 5.4.9). Ebenso zu berücksichtigen sind Beeinträchtigungen durch die Kontamination mit freigesetztem Öl (Kapitel 5.4.10). Die im NSG eingesetzten Fischereifahrzeuge und die Berufsschifffahrt führen zu Störungen (Kapitel 6.1.5. 6.5.4 und 6.8.4) ebenso wie der Sand- und Kiesabbau im dänischen Teil des Adlergrunds, welcher zusätzlich durch Trübungsfahnen die Nahrungssuche behindern kann (Kapitel 6.11.3). Aufgrund der Summe der Auswirkungen der Nutzungen wird das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** in Bereich IV und Komplexgebiet mit **(C)** bewertet.

Die Gesamtbewertung durch Aggregation der in Tab. 44 aufgeführten Kriterien (C-C) ergibt nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) für den Bereich IV und für das Komplexgebiet den **Ist-Zustand (C)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand zeigt jeweils ein **starkes Defizit (-2)**.

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

Die Zwergmöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.16.1 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, vor allem Fischlarven, Fischeier und Ruderfußkrebse

(Copepoden) gefunden wurden (Schwemmer & Garthe 2006). Sie folgen regelmäßig Schiffen, um im aufgewirbelten Schraubenwasser 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 % und nach Bradbury et al. (2014) zu 15 % oberhalb davon).

3.4.16.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Mitteleuropa vorkommenden Zwergmöwen gehören zur biogeographischen Population „Mittel-, Ost- & Südwest-Europa und westliches Mittelmeer“. Die Art brütet nur sehr vereinzelt in Deutschland (Bestand: 0-2 Paare, Gedeon et al. (2014)), kommt aber während der Zugzeiten und im Winter regelmäßig in der deutschen Ostsee vor.

Am zahlreichsten kommen Zwergmöwen in der deutschen Ostsee während des Wegzugs im Herbst vor. Im August und September befindet sich ein bedeutendes Vorkommen im Süden der Pommerschen Bucht, das sich von Rügen aus küstennah nach Usedom (dort im Spätsommer große Ansammlungen; Schirmeister 2001, 2002) und bis zur polnischen Grenze erstreckt. Die höchsten Konzentrationen befinden sich im Bereich des Greifswalder Boddens (Sonntag et al. 2006a). In der westlichen Ostsee kommen Zwergmöwen dagegen im Herbst nur in geringer Anzahl vor. Um die Monatswende Oktober/November verlassen die meisten Vögel die Ostsee, im Winter sind verstreut geringe Individuendichten zu beobachten. Der Heimzug verläuft zeitlich sehr konzentriert Anfang Mai und findet offenbar sehr küstennah statt, da im Offshore-Bereich keine großen Konzentrationen festgestellt wurden. Während der Brutzeit fehlt die Zwergmöwe weitgehend, einzelne Nachweise stammen aus der Kieler Bucht.

NSG „Fehmarnbelt“

Bei Transektzählungen im NSG „Fehmarnbelt“ wurden geringe Individuendichten festgestellt, im Frühjahr ist das Vorkommen stärker als im Herbst (Mendel et al. 2008; FEMERN A/S 2013a), was sich in den jüngsten Daten in Tab. 37 nicht widerspiegelt. Vor allem im Frühjahr (im Jahr 2009 ca. 3.300 Ind.), in viel geringerer Zahl aber auch im Herbst wird der Fehmarnbelt auf dem Zug durchquert (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ wurden nur wenige Zwergmöwen festgestellt (Tab. 37). Über den Durchzug ist nichts bekannt.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ konnten außer in den Sommermonaten zu allen Jahreszeiten Zwergmöwen nachgewiesen werden. Die größte Anzahl hält sich dort

im Herbst auf (Tab. 37), wenngleich das individuenstarke Vorkommen aus dem Süden der Pommerschen Bucht nur wenig in das NSG hinein ausstrahlt (Abb. 27).

Tab. 37: Rastbestandszahlen der Zwergmöwe für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank", jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 31.05., Sommer 01.06.-15.07., Herbst 16.07.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	**Anteil an der biogeographischen Population [%]**	**Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" (2011–2016)**	**nachrichtlich[73]**	
				Bestand im NSG „Kadetrinne" (2011–2016)	**Bestand im NSG „Fehmarnbelt" (2011–2016)**
Frühjahr	650	0,5-0,9	60	III	III
Sommer	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.
Herbst	2.400	1,8-3,4	150	III	III
Winter	180	0,1-0,3	III	I	I

[73] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne" und „Fehmarnbelt" kein Schutzgut.

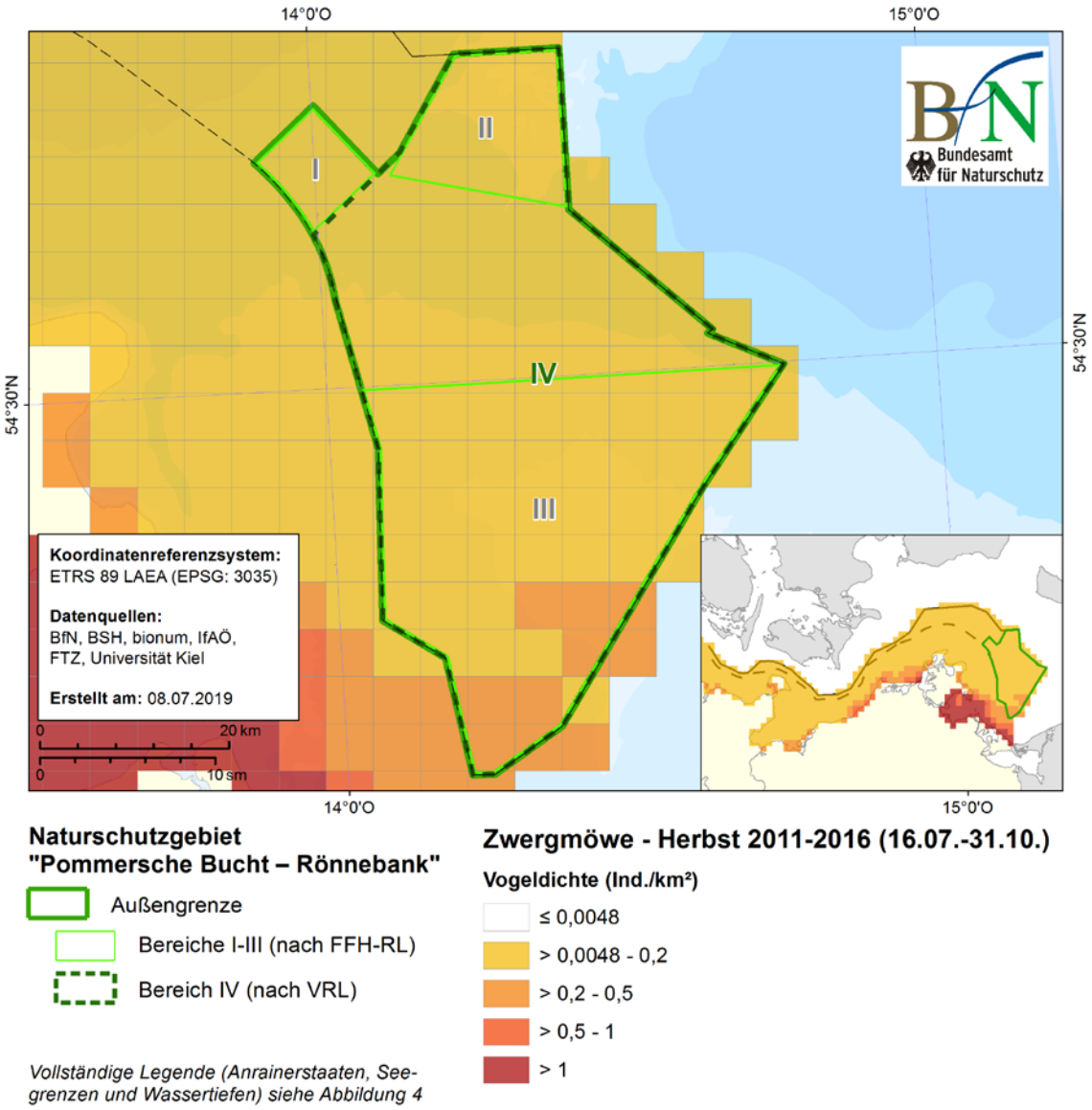


Abb. 27: Mittlere Abundanz der Zwergmöwe im Herbst (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.16.3 Ökologische Funktionen

Im **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** ist beim Vorkommen im Herbst eine Verzahnung mit benachbarten bzw. nahe gelegenen Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks festzustellen. Sie betrifft die SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (laut Standarddatenbogen 3.000 Individuen), „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“ (4.000 Individuen) und „Westliche Pommersche Bucht“ (1.000 Individuen). Angesichts der im NSG selbst eher geringen Rastbestände dürfte die Bedeutung des Gebietes vor allem als Durchzugsgebiet bestehen. Dem kommt entgegen, dass das NSG weitgehend barrierefrei ist, da es dort keine der von Zwergmöwen teilweise gemiedenen Offshore-Windparks gibt. Die Anteile des NSG am Bestand der deutschen Ostsee (ca. 2 % im Herbst) bzw. an der auf 71.000-136.000 Individuen geschätzten

biogeographischen Population (0,1-0,2 % im Herbst, vergleiche Wetlands International (2019)) sind sehr klein.

3.4.17 Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus* syn. *Larus ridibundus*)

Die Lachmöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.17.1 Biologie

Lachmöwen ernähren sich im Bereich der Ostsee zu einem großen Teil in terrestrischen Lebensräumen, meist auf Feldern und Wiesen, typisch ist auch die Jagd auf schwärmende Insekten in der Luft (Mendel et al. 2008). Einer Untersuchung in einer Brutkolonie an der Schlei zufolge werden marine Organismen nur zu kleinen Anteilen aufgenommen, dort waren es Herzmuscheln, Seepocken, Stinte und andere Fischarten (Hartwig & Müller-Jensen 1980). Weniger als an der Nordsee sind Lachmöwen in der Ostsee hinter Fischkuttern anzutreffen (Garthe & Scherp 2003).

Als gesellige Vögel suchen Lachmöwen nicht nur gemeinsam nach Nahrung und brüten in Kolonien, typisch sind auch große Ansammlungen an Rast- und Schlafplätzen. Sie sind tag-, dämmerungs- und nachtaktiv (Mendel et al. 2008). Im Durchschnitt fliegen Lachmöwen über dem Meer niedriger als andere Möwen, nach einer Modellierung von Cook et al. (2012) befinden sich 7,9 % der fliegenden Vögel oberhalb von 20 m, nach Bradbury et al. (2014) sind es 20 %, Ziehende Vögel bei Helgoland flogen zu 12 % höher als 50 m (Dierschke & Daniels 2003).

3.4.17.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Lachmöwe ist ein über ganz Deutschland verbreiteter Brutvogel. Der Bestand von 105.000-150.000 Paaren konzentriert sich im Wattenmeer und in einigen Regionen des Binnenlandes, an der Ostseeküste gibt es aber nur wenige isolierte Brutplätze (Gedeon et al. 2014). Ebenso wie die Brutvögel gehören die zahlreich in Deutschland auftretenden Durchzügler und Überwinterer zur biogeografischen Population „West- und Mitteleuropa“.

In der deutschen Ostsee sind Lachmöwen überwiegend unmittelbar an der Küste anzutreffen, beispielsweise bei der Nahrungssuche in Windwattgebieten (Dierschke & Helbig 2008). Auf offener See ist die Art dagegen zu allen Jahreszeiten nur spärlich vertreten (Tab. 38). Am geringsten ist der Bestand im Winter. Auch auf dem Zug halten sich Lachmöwen gern an die Küstenlinien, die sie als Leitlinien benutzen (Mendel et al. 2008). Die Wanderungen finden vor allem von Mitte März bis Anfang Mai und von Ende Juni bis Anfang November statt (Dierschke & Helbig 2008).

NSG „Fehmarnbelt“

Die Rastvorkommen an den Küsten von Fehmarn und Lolland strahlen nur wenig in das NSG „Fehmarnbelt“ aus, so dass dort im Mittel nur wenige Lachmöwen dort anzutreffen sind (Tab. 38, Sonntag et al. (2006a); FEMERN A/S (2013a)).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ halten sich zu allen Jahreszeiten nur sehr wenige Lachmöwen auf (Tab. 38, Sonntag et al. (2006a)).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Individuendichte von Lachmöwen ist im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu allen Jahreszeiten sehr gering (Sonntag et al. 2006a), am größten ist der mittlere Bestand mit 50 Individuen im Frühjahr (Tab. 38).

Tab. 38: Rastbestandszahlen der Lachmöwe für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-30.06., Herbst 01.07.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[74]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	1.200	<0,1	III	I	50
Sommer	1.700	<0,1	III	I	I
Herbst	2.100	<0,1	III	I	III
Winter	650	<0,1	II	I	II

3.4.17.3 Ökologische Funktionen

Aufgrund der sehr geringen Anzahlen von Rastvögeln ist die Rolle der Lachmöwe in den marinen Ökosystemen der drei NSG ausgesprochen gering. Umgekehrt ist auch die Bedeutung der NSG für die Art vernachlässigbar, da sich stets weniger als 0,01 % der auf 2,75-3,55 Millionen Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) in den NSG aufhalten. Im Hinblick auf eine Vernetzung mit anderen Schutzgebieten ist anzuführen, dass die Gebiete auf dem Zug von Brut- und Rastvögeln anderer Schutzgebiete durchquert werden.

[74] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

3.4.18 Sturmmöwe (*Larus canus*)

3.4.18.1 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 zum Beispiel Silbermöwen an die Küste gebunden. Zur Nahrungssuche nutzen Sturmmöwen landwirtschaftliche Flächen (vor allem Grünlandbereiche) sowie Wattflächen, aber auch Mülldeponien. Besonders im Winter kommen sie in der südlichen Ostsee 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. 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. Im Meeresgebiet der deutschen Ostsee kommen Sturmmöwen regelmäßig in geringen Anzahlen hinter Fischkuttern vor, was auf die Nutzung von über Bord gehenden Beifang hinweist (Garthe & Scherp 2003).

Untersuchungen zur Nahrungsökologie von Sturmmöwen an der Ostsee beziehen sich hauptsächlich auf die Brutzeit. In fünf Kolonien in Schleswig-Holstein wurden folgende Komponenten gefunden (Reihenfolge in abnehmender Bedeutung): Regenwürmer (in bis zu 90 % aller Proben), Insekten/Bodenarthropoden, Miesmuscheln, Crustaceen, Kleinsäuger, Müll (Kubetzki 2001). Bei einer frühen Arbeit über die Kolonie auf dem Langenwerder wurden in Speiballen überwiegend Insekten gefunden, aber auch Reste von Fischen und Kleinsäugern (Herbst 1956).

Zugbeobachtungen auf Helgoland ergaben, dass 86 % aller erfassten Sturmmöwen in einer Höhe < 50 m flogen (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), Bradbury et al. (2014) geben entsprechend 25 % an.

3.4.18.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland brütenden Sturmmöwen gehören der Unterart *L. c. canus* an. Lediglich im Winter treten zusätzlich Vögel der Unterart *L. c. heinei* auf. Obwohl sich entlang der deutschen Ostseeküste zahlreiche Brutkolonien von Sturmmöwen befinden, insgesamt 5.500 der 22.000-24.000 Paare brüten dort (Gedeon et al. 2014), werden auf See während der Brutzeit nur relativ wenige Individuen beobachtet. Lediglich im Einzugsbereich der Kolonie Graswarder bei Heiligenhafen südlich von Fehmarn wurden Sturmmöwen in etwas größerer Anzahl beobachtet. Im übrigen Gebiet gibt es nur einzelne verstreute Sichtungen. Nahrungsuntersuchungen haben ergeben, dass sich Sturmmöwen zur Brutzeit an der Ostseeküste überwiegend terrestrisch ernähren (Kubetzki 2001). Mit Hilfe von GPS-Loggern ließ sich bestätigen, dass marine Habitate für auf der Insel Langenwerder brütende Sturmmöwen während der Brutzeit keine Rolle spielen (S. Garthe

pers. Mitt.). Im Herbst nimmt die Anzahl auf der Ostsee zu und es schließt sich ein regelmäßiges Wintervorkommen an. Insbesondere im östlichen Teil des Untersuchungsgebietes sind Sturmmöwen dann sowohl küstennah als auch küstenfern weit verbreitet. Während des Heimzuges nimmt das Vorkommen langsam ab, lokale Konzentrationen sind jedoch weiterhin in der Pommerschen Bucht erkennbar, insbesondere im küstenfernen Bereich (Sonntag et al. 2006a).

NSG „Fehmarnbelt“

Nach den Ergebnissen von Transektzählungen kommen Sturmmöwen zu allen Jahreszeiten in geringer Individuendichte im NSG „Fehmarnbelt“ vor (Tab. 39, Mendel et al. (2008); FEMERN A/S (2013a)). Für die Ernährung der Brutkolonien der Umgebung (insbesondere Graswarder) spielt das Gebiet offenbar höchstens eine untergeordnete Rolle. Im Frühjahr und Herbst wird der Fehmarnbelt von mehreren Tausend Sturmmöwen auf dem Zug durchquert (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Geringe Individuendichten wurden im NSG „Kadetrinne“ in allen Jahreszeiten festgestellt (Tab. 39). Es ist nicht damit zu rechnen, dass dieses Gebiet zur Ernährung von Brutvögeln der südlichen Ostsee beiträgt.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wird von Sturmmöwen zu allen Jahreszeiten als Rastgebiet genutzt, jedoch stets in geringer Anzahl (Tab. 39). Die größten Vorkommen werden im Winter und Frühjahr beobachtet. Zu dieser Zeit treten die Vögel zum Teil flächig im gesamten Schutzgebiet und auch außerhalb auf (Abb. 28).

Tab. 39: Rastbestandszahlen der Sturmmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.07., Herbst 16.07.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[75]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	6.000	0,3-0,4	310	III	250
Sommer	1.200	<0,1	140	I	III
Herbst	1.300	<0,1	80	I	III
Winter	4.700	0,2-0,3	190	100	130

[75] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

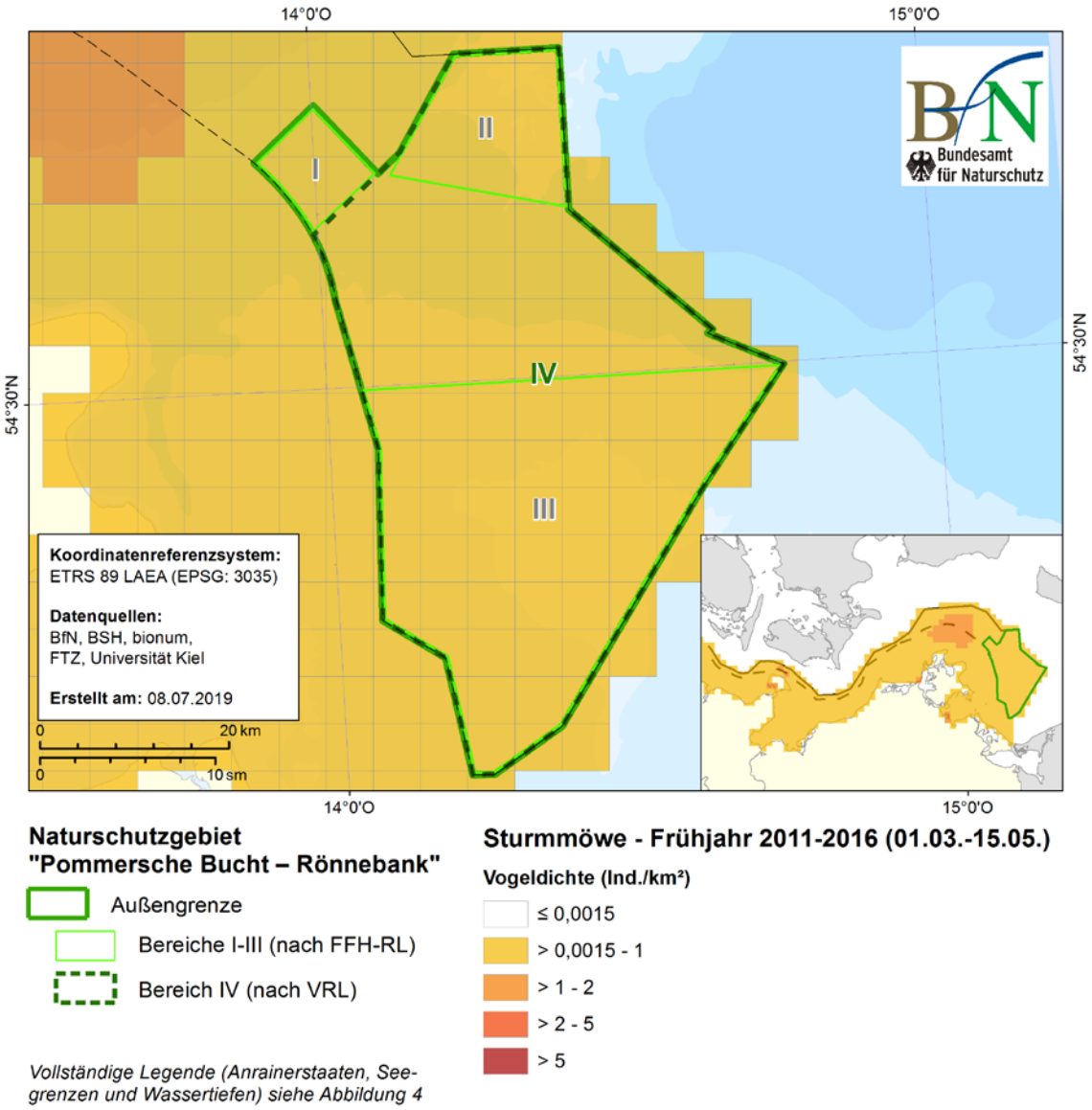


Abb. 28: Mittlere Abundanz der Sturmmöwe im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.18.3 Ökologische Funktionen

Zur Brutzeit dient das Meeresgebiet der deutschen Ostsee Teilen der Brutvögel an der Küste als Nahrungsgebiet, insbesondere wenn Fischereiabfälle bzw. Beifang genutzt werden können. Gegenüber terrestrischer Ernährung stehen marine Nahrungsquellen allerdings im Hintergrund. Die wird auch daraus deutlich, dass während der Brutzeit nur wenige Sturmmöwen bei Transektzählungen auf See festgestellt wurden (Sonntag et al. 2006a). Entsprechend spielen alle drei NSG für die Ernährung von Brutvögeln an der deutschen Ostseeküste kaum eine Rolle.

Demgegenüber sind während des Heimzugs im Frühjahr und im Winter zwar nicht viele, aber über große Flächen (auch fern der Küste) verteilt Sturmmöwen in der deutschen

Ostsee zu beobachten. Die Funktion der drei NSG besteht somit vor allem darin, einen Lebensraum außerhalb der Brutzeit zu bieten. Allerdings wird das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** nur von einem Bruchteil des Winterbestandes der deutschen Ostsee (ca. 4 %) genutzt. Der Anteil an der biogeographischen Population von 1,4-1,9 Millionen Individuen (Unterart *L. c. canus*, Wetlands International (2019)) ist entsprechend verschwindend gering. Es ist davon auszugehen, dass Sturmmöwen als mobile Seevögel auch benachbarte Natura 2000-Schutzgebiete nutzen, so dass eine Vernetzung der Aufenthaltsgebiete gegeben ist.

3.4.18.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ dargestellt, halten sich nur geringe Anteile des deutschen Ostseebestandes im NSG auf. Es besteht wahrscheinlich eine Vernetzung mit anderen, benachbarten Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, so dass das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu einem großflächig störungsarmen Lebensraum beiträgt. Demzufolge hat das NSG eine hohe Bedeutung für den Arterhalt. **Für Bereich IV und das Komplexgebiet wird aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes für den Arterhalt der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.4.18.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV und Komplexgebiet)

Im Bewertungszeitraum (2011–2015) ist die durchschnittliche Gebietskapazität im Frühjahr, der Jahreszeit mit dem stärksten Vorkommen der Art, weder in Bereich IV noch im Komplexgebiet erreicht worden (Tab. 40). Demzufolge wird das Unterkriterium „Populationsgröße“ mit mittel bis schlecht (C) bewertet. Zur Bewertung des Unterkriteriums „Bestandstrend“ wird die Bestandsentwicklung für die gesamte deutsche Ostsee betrachtet. Dabei hat sich für den Winterbestand kein statistisch signifikanter Trend ergeben (Trend = 1,076, p = 0,476, FTZ unveröffentlicht), so dass dieses Unterkriterium mit gut (B) bewertet wird. Daraus ergibt sich nach Kapitel 4.2.2 in BfN (2017) für das Kriterium **„Zustand der Population“** eine Bewertung mit mittel bis schlecht **(C)**, sowohl für Bereich IV als auch für das Komplexgebiet.

Tab. 40: Durchschnittliche Gebietskapazität der Sturmmöwe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und Maximalbestand im Bewertungszeitraum 2011–2015.
Die durchschnittliche Gebietskapazität wurde basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (FTZ unpubliziert) als Mittelwert der drei höchsten Rastbestände im Zeitraum 2000–2015 berechnet.

Gebiet	Jahreszeit	durchschnittliche Gebietskapazität (Ind.)	Maximum 2011–2015 (Ind.)	Bewertung Populationsgröße
Bereich IV	Frühjahr	536	258	C
Komplex-gebiet	Frühjahr	564	258	C

Die im NSG stattfindenden Nutzungen haben kaum negative Auswirkungen auf die dort lebenden Sturmmöwen, da sie zum Beispiel keine Scheu vor Schiffen zeigen und von der Störung des Meeresbodens durch grundberührende Fischerei keine unmittelbaren Nachteile haben. Als einzige Beeinträchtigungen wurden mögliche Verstrickung in Müllobjekten und Verölung des Gefieders, jeweils aus den verschiedenen Formen der Schifffahrt hervorgehend, festgestellt. Zu rechnen ist auch mit einer kleinen Zahl in Stellnetzen verunglückender Sturmmöwen. Daher wird sowohl für das Komplexgebiet als auch für Bereich IV für das Kriterium **„Beeinträchtigungen“** eine Bewertung mit **(A)** vergeben.

Die Gesamtbewertungen durch Aggregation der jeweils in Tab. 44 aufgeführten Kriterien (C-A) ergeben für Bereich IV und Komplexgebiet nach BfN (Kapitel 4.2.2 in BfN 2017) jeweils den **Ist-Zustand (B)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (B)** und Ist-Zustand zeigt somit jeweils **kein oder nur ein leichtes Defizit (0)**.

3.4.19 Mantelmöwe (*Larus marinus*)

Die Mantelmöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.19.1 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 (zum Beispiel Verbeek (1979)), ernähren sich regelmäßig von Lebensmittelresten auf Mülldeponien, lassen wie Silbermöwen Muscheln aus der Höhe fallen, um sie zu öffnen und erbeuten Discards hinter Fischereifahrzeugen (Garthe &

Scherp 2003). Zu den Zugzeiten werden auch ziehende Landvögel erbeutet (Dierschke 2001).

Entsprechend vielseitig ist die Nahrung: Neben selbst gefangenen Fischen, Mollusken, Polychaeten, Crustaceen und Kleinsäugern kommt dem Discard eine hohe Bedeutung zu. Dabei sind Gadiden die wichtigste Nahrung. In der Ostsee wurden bei Experimenten diesbezüglich Dorsch (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*) in einer Länge ab 27 cm als Nahrung hinter Fischkuttern festgestellt, während kleinere Fische (auch anderer Arten) kaum aufgenommen wurden (Garthe & Scherp 2003).

Meist sind Mantelmöwen tag- und dämmerungsaktiv, als Schiffsfolger aber auch nachtaktiv. Sie sind keine wendigen Flieger und zeigen einen eher langsamen Flug. 33 % der Mantelmöwenflüge finden höher als 20 m über der Wasseroberfläche statt (Cook et al. 2012).

3.4.19.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die in Deutschland in geringer Zahl (auch an der Ostseeküste) brütenden und bei weitem häufiger als Gastvögel auftretenden Mantelmöwen, gehören zur biogeographischen Population „Nord- und West-Europa“. In der deutschen Ostsee ist die Mantelmöwe weit verbreitet, sowohl im Küstenraum als auch auf offener See. Besonders im Winterhalbjahr halten sie sich weit von der Küste entfernt auf, wobei hohe lokale Konzentrationen oft mit der Verbreitung von Fischkuttern korrelieren (Garthe & Scherp 2003). Der kleine deutsche Brutbestand von 46-52 Paaren verteilt sich entlang der Küsten, davon entfallen 24 Paare auf die Ostseeküste (Gedeon et al. 2014).

Die höchsten Rastbestände, die vor allem auf Brutvögel aus dem nördlichen Ostseeraum zurückgehen, werden zum Mittwinter erreicht. Bereits im zeitigen Frühjahr setzt der Heimzug ein. In der Brutzeit sind dagegen – abgesehen von den wenigen Brutvögeln – nur immature Nichtbrüter in der deutschen Ostsee zu finden, bevor im September/Oktober wieder deutliche Zuwanderung zu bemerken ist.

NSG „Fehmarnbelt“

Nach Transektzählungen treten Mantelmöwen im NSG „Fehmarnbelt“ im Winter in mittleren sowie in den anderen Jahreszeiten in geringen Individuendichten auf (Tab. 41, Sonntag et al. (2006a); FEMERN A/S (2013a)).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ sind Mantelmöwen ganzjährig in sehr geringen bis geringen Individuendichten anzutreffen, am häufigsten noch im Winter (Tab. 41, Sonntag et al. (2006a)).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kommen zu jeder Jahreszeit Mantelmöwen in geringer bis mittlerer Anzahl vor (Tab. 41). Das Maximum ist im Winter zu bemerken. Die Vögel verteilen sich über das gesamte NSG, ohne dass Konzentrationsgebiete zu erkennen sind (Abb. 29).

Tab. 41: Rastbestandszahlen der Mantelmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 30.04., Sommer 01.05.-31.07., Herbst 01.08.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[76]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	5.500	1,5-1,6	60	II	70
Sommer	310	<0,1	II	I	III
Herbst	2.200	0,6	60	II	60
Winter	6.000	1,6-1,8	140	III	170

[76] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

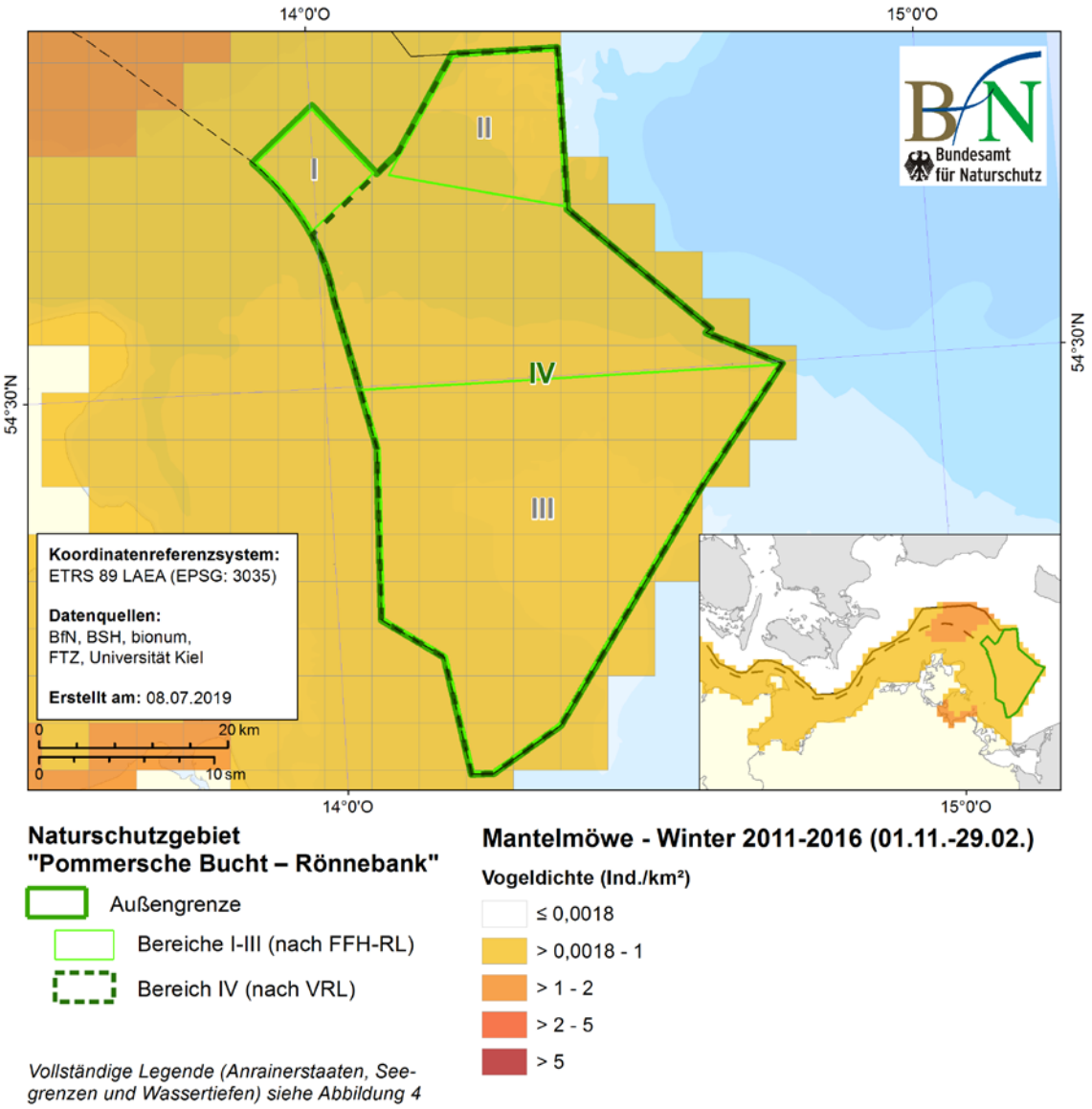


Abb. 29: Mittlere Abundanz der Mantelmöwe im Winter (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.19.3 Ökologische Funktionen

Wegen der Verknüpfung des Vorkommens im marinen Bereich mit dem Auftreten von Fischereifahrzeugen (Garthe & Scherp 2003) ist damit zu rechnen, dass Mantelmöwen weiträumig in der deutschen Ostsee umherstreifen. Dadurch stellen die **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“**, **„Kadetrinne“** und **„Fehmarnbelt“** mit weiteren Schutzgebieten des Natura 2000-Netzwerks, vor allem im Küstenbereich von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sowie in angrenzenden Bereichen dänischer und polnischer Meeresgebiete, eine funktionelle Einheit dar, auch wenn die Art in den entsprechenden Standarddatenbögen nicht aufgeführt ist.

Für den mittleren Winterbestand des **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** zeigt sich eine geringe quantitative Bedeutung, da die im Mittel nur 140 Individuen nur etwa 2,3 % des Winterbestands von 6.000 Individuen in der deutschen Ostsee bzw. < 0,1 % der auf 340.000-378.000 Individuen geschätzten biogeographischen Population (Wetlands International 2019) ausmachen.

3.4.20 Silbermöwe (*Larus argentatus*)

Die Silbermöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.20.1 Biologie

Silbermöwen leben zu allen Jahreszeiten bevorzugt an Küsten, insbesondere Jungvögel gelangen im Herbst und Winter auch weit ins Binnenland. Abseits von Mülldeponien bzw. den oft nahe gelegenen Schlafplätzen sind sie dort jedoch selten in größerer Zahl anzutreffen. 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.

Silbermöwen nutzen zahlreiche Nahrungshabitate. Am häufigsten kommen sie allerdings in Küstennähe vor und nutzen dort vor allem den küstennahen Offshore-Bereich. Dort zeigen sie am häufigsten flaches Sturztauchen, nehmen pickend im Schwimmen kleinere Partikel auf und fressen häufig im Schwimmen an größeren Nahrungsobjekten (oft auch an Aas). Generell fressen Silbermöwen hauptsächlich Wirbellose wie Mollusken und Strandkrabben (*Carcinus maenas*). In geringeren Mengen werden Fische erbeutet, allerdings in größeren Mengen als über Bord gehender Beifang aus der Fischerei genutzt (Garthe & Scherp 2003).

Garthe et al. (2003b) untersuchten Speiballen aus der Kieler Förde aus kaltem Winter (1995/96), warmem Winter (1997/98) und Frühjahr (1996). Zwischen den beiden Wintern gab es keine deutlichen Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung. In allen beprobten Zeiträumen dominierten Bivalven (Mittelwert aus allen Beprobungen: 93 %, hauptsächlich Miesmuscheln *Mytilus edulis*) und Gastropoden (35 %, hauptsächlich *Littorina* spp.) sowie Crustaceen (11 %, hauptsächlich Strandkrabben). Außerdem war in relativ vielen Proben (14 %) Müll und Pflanzenmaterial zu finden. Garthe & Scherp (2003) untersuchten Speiballen von den Rastplätzen Laboe und Warnemünde. Auch hier dominierten Bivalven (Mittelwerte der beiden Rastplätze: 87 %) mit Miesmuscheln als wichtigster Komponente. Gastropoden traten mit einer Häufigkeit von 30 % (Laboe) und 7 % (Warnemünde) auf. Nur in Warnemünde war Fisch von größerer Bedeutung (28 %). Dabei bestand der Großteil der Fische aus Arten, die wahrscheinlich hinter Fischkuttern erbeutet wurden. Müll machte mit 23 % einen weiteren wichtigen Bestandteil der Silbermöwennahrung in Warnemünde aus.

Silbermöwen sind sowohl tagsüber als auch in der Dämmerung und nachts aktiv. 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, nach Bradbury et al. (2014) sogar 35 %.

3.4.20.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Silbermöwe ist die häufigste Möwenart in der deutschen Ostsee. Von den 29.000-36.000 deutschen Brutpaaren sind etwa 5.200 an der Ostseeküste (inklusive küstennahem Binnenland) zu finden (Gedeon et al. 2014). Insbesondere im Winter und Frühjahr tritt die Silbermöwe in großer Anzahl weit verbreitet in den Küsten- und Offshore-Gewässern auf (Sonntag et al. 2006a). Im Sommer sind die Anzahlen deutlich geringer, zum Herbst hin nehmen sie wieder zu. Insbesondere im Winter und Frühjahr sind Silbermöwen recht homogen verteilt und flächendeckend vertreten (Abb. 30). Ganzjährig größere Konzentrationen treten nur in der Kieler und Mecklenburger Bucht sowie rund um Fehmarn und nördlich bzw. nordwestlich von Rügen auf. Kurzfristige Aggregationen finden sich häufig in Gebieten mit Fischereiaktivität. Auf der Ostsee folgen Silbermöwen von allen Möwenarten am häufigsten und mit den größten Individuenzahlen Fischereifahrzeugen (Garthe & Scherp 2003).

NSG „Fehmarnbelt“

Zu allen Jahreszeiten, besonders aber im Winter und Frühjahr, kommen Silbermöwen im NSG „Fehmarnbelt“ vor (Tab. 42, Sonntag et al. (2006a)).

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ sind Silbermöwen ganzjährig in geringer Dichte vertreten, am häufigsten im Winter und Frühjahr (Tab. 42, Sonntag et al. (2006a)).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden Silbermöwen ganzjährig beobachtet. Vor allem im Winter und im Frühjahr sind sie flächendeckend, aber in geringen Dichten zu beobachten (Tab. 42). Das Schutzgebiet dient Silbermöwen vor allem als Überwinterungs- und Rastgebiet, wird aber auch im Sommer genutzt und bietet ganzjährig geeignete Nahrungsressourcen.

Tab. 42: Rastbestandszahlen der Silbermöwe für die gesamte deutsche Ostsee.
Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 01.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.07., Herbst 16.07.-31.10., Winter 01.11.-29.02.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[77]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	26.000	1,6-2,0	1.300	220	950
Sommer	13.000	0,8-1,0	700	110	470
Herbst	9.500	0,6-0,7	750	80	270
Winter	35.000	2,2-2,7	1.100	400	1.200

[77] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

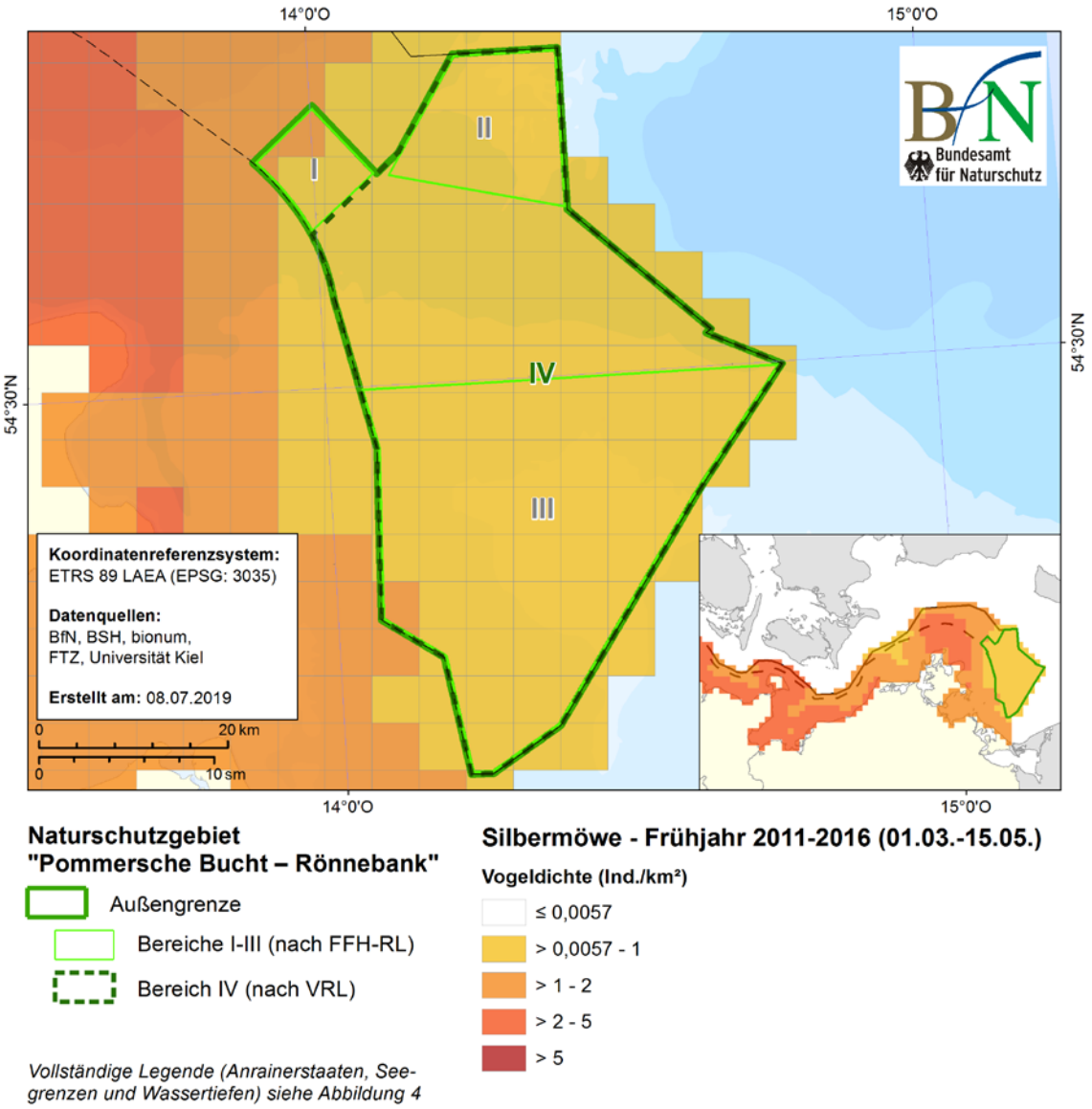


Abb. 30: Mittlere Abundanz der Silbermöwe im Frühjahr (2011–2016) im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und in der deutschen Ostsee (Einschub) nach Modellierung auf Basis von Beobachtungsdaten.
Für Bereiche außerhalb des Zählrasters liegen keine Daten vor.

3.4.20.3 Ökologische Funktionen

Am Winterbestand der deutschen Ostsee hat das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** einen Anteil von etwa 3 % (vergleiche Tab. 42). Der Anteil an der biogeographischen Population (Unterart *L. a. argentatus*), deren Größe auf 1.300.000-1.600.000 Individuen geschätzt wird (Wetlands International 2019), ist verschwindend gering.

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ bietet mit seinen verschiedenen Lebensräumen sowohl im Bereich der Flachgründe als auch in Meeresgebieten mit größerer Wassertiefe geeignete Habitate für eine marine Lebensgemeinschaft, die vor allem mit ihren Invertebraten- und Fischbeständen eine wichtige Nahrungsgrundlage für Silbermöwen auf See darstellt. Diese Lebensräume erstrecken sich auch über benachbarte

Schutzgebiete des Natura 2000-Netzwerks, die von der Silbermöwe genutzt werden, auch wenn sie in den entsprechenden Standarddatenbögen nicht aufgeführt werden. Gleiches gilt für die beiden anderen NSG in der deutschen AWZ der Ostsee.

3.4.21 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)

Die Heringsmöwe kommt in allen drei NSG in der deutschen AWZ der Ostsee vor. Da sie im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kein besonderes Schutzgut gemäß Schutzgebietsverordnung (§ 7 Abs. 1 NSGPBRV) ist, wird auf eine Festlegung von Soll- und Bewertung von Ist-Zuständen verzichtet.

3.4.21.1 Biologie

In Mitteleuropa halten sich Heringsmöwen vorwiegend auf dem Meer oder in Küstennähe auf. An der deutschen Nordseeküste suchen sie oft in Entfernungen von 50-80 km (maximal 135 km) zu den Brutkolonien auf See nach Nahrung (Noordhuis & Spaans 1992; Camphuysen 1995; Kubetzki & Garthe 2003), nutzen aber neuerdings immer häufiger terrestrische Nahrungshabitate (Schwemmer & Garthe 2005; Corman et al. 2016). In der Nordsee besteht die Hauptnahrung 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; Dierschke & Hüppop 2003; Kubetzki & Garthe 2003; Schwemmer & Garthe 2005; Corman et al. 2016). An Land werden vor allem Insekten und andere Bodenarthropoden aufgenommen (Mendel et al. 2008). Aufgrund ihres sehr spärlichen Vorkommens an der deutschen Ostsee ist von dort nichts über die Ernährungsgewohnheiten bekannt.

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).

3.4.21.2 Vorkommen im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In Deutschland brütende Heringsmöwen gehören zur Unterart *L. f. intermedius*. Der Brutbestand von 34.000-44.000 Paaren ist fast ausschließlich an der Nordseeküste ansässig, an der Ostseeküste gibt es lediglich wenige Einzelpaare sowie eine Kolonie von etwa 50 Paaren an der Schlei (Gedeon et al. 2014). Auch als Gastvogel ist die Heringsmöwe an der Ostsee nur in kleiner Zahl vertreten (Tab. 43), das Vorkommen reicht von März bis Oktober und ist im Mai am stärksten (Dierschke & Helbig 2008). Insbesondere im Osten der deutschen Ostsee ist damit zu rechnen, dass auch Vögel der in Ostschweden und Finnland brütenden Unterart *L. f. fuscus* auftreten, was durch eine Reihe von Ringfunden belegt ist (Bairlein et al. 2014).

NSG „Fehmarnbelt“

Das Vorkommen von Heringsmöwen ist im NSG „Fehmarnbelt“ sehr gering (Tab. 43), ebenso wie im Fehmarnbelt insgesamt (FEMERN A/S 2013a).

NSG „Kadetrinne“

Zu allen Jahreszeiten kommen nur ausnahmsweise Heringsmöwen im NSG „Kadetrinne“ vor (Tab. 43).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In kleiner Zahl treten Heringsmöwen von Frühjahr bis Herbst im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf, Wintervorkommen sind als Ausnahme zu betrachten (Tab. 43, (Sonntag et al. 2006a).

Tab. 43: Rastbestandszahlen der Heringsmöwe für die gesamte deutsche Ostsee. Sowie für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, jeweils basierend auf Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen (Bezugszeitraum: 2011 bis 2016, FTZ unpubliziert). Größenklassen bei quantitativ geringen Vorkommen (in Anlehnung an SDB 2011): I: 1–5 Ind., II: 6–10 Ind., III: 11–50 Ind.; n. a.: nicht ausgewertet. Artspezifische Jahreszeiten: Frühjahr 16.03.- 15.05., Sommer 16.05.-15.07., Herbst 16.07.-31.10., Winter 01.11.-15.03.

	Bestand in der deutschen Ostsee (2011–2016)	Anteil an der biogeographischen Population [%]	Bestand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (2011–2016)	nachrichtlich[78]	
				Bestand im NSG „Kadetrinne“ (2011–2016)	Bestand im NSG „Fehmarnbelt“ (2011–2016)
Frühjahr	270	n. a.	III	I	I
Sommer	550	n. a.	III	I	II
Herbst	210	n. a.	III	I	I
Winter	I	n. a.	I	I	I

3.4.21.3 Ökologische Funktionen

Heringsmöwen sind Topprädatoren im Nahrungsnetz der drei NSG, spielen aber quantitativ keine Rolle. Der Anteil des deutschen Ostseebestandes an der biogeographischen Population (Unterart *L. f. intermedius*), die auf 566.000-699.000 Individuen geschätzt wird (Wetlands International 2019), liegt zu allen Jahreszeiten unterhalb von 0,1 %. Auch für die seltenere Nominatform (53.000-81.000 Individuen (Wetlands International 2019) ist nicht mit einem höheren Anteil zu rechnen, doch ist deren Auftreten bisher nicht quantifizierbar.

[78] Die Art ist in den NSG „Kadetrinne“ und „Fehmarnbelt“ kein Schutzgut.

Aufgrund des sehr spärlichen Vorkommens in der deutschen Ostsee insgesamt (Mendel et al. 2008) ist die Vernetzung mit anderen Schutzgebieten von untergeordneter Bedeutung, zumal auch der Zugkorridor der skandiavischen Brutvögel (Nominatform) weiter östlich liegt (Valkama et al. 2014).

3.4.22 Übersicht über die Ist-Zustände Seevögel

In Tab. 44 sind die in den Kapiteln 3.4.2 bis 3.4.20 erläuterten Einstufungen und Bewertungen zu Soll- und Ist-Zuständen sowie sich daraus ergebende Defizite der in der Schutzgebietsverordnung namentlich genannten Seevogelarten im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zusammengefasst. Für die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ wurden keine entsprechenden Bewertungen vorgenommen, weil Seevögel in diesen Gebieten keine Schutzgüter laut Verordnung sind.

Tab. 44: Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads der Seevögel und ihrer Beeinträchtigungen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.
Die Angaben gelten für das Komplexgebiet, bei Betrachtung nur des Bereichs IV 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	Wissschaftlicher Artname	EU-Code enstsprechend NSGPBRV	Kriterium Zustand der Population			Kriterium Beeinträchtigungen	Gesamtbewertung Ist-Zustand
			Gesamt	Unterkriterium Populationsgröße	Unterkriterium Bestandstrend		
Eisente	*Clangula hyemalis*	A064	C	C	B	C	C
Trauerente	*Melanitta nigra*	A065	B	C	A	C	C
Samtente	*Melanitta fusca*	A066	B	C	A	C	C
Rothalstaucher	*Podiceps grisegena*	A006	A	A	B	B	B
Ohrentaucher	*Podiceps auritus*	A007	A	A	B	B	B
Sterntaucher	*Gavia stellata*	A001	A	A	A	C	B
Prachttaucher	*Gavia arctica*	A002	C	C	B	C	C
Gelbschnabeltaucher	*Gavia adamsii*	A010	n. b.	n. b.	n. b.	C	n. b.
Tordalk	*Alca torda*	A200	A	A	A	C	B
Trottellumme	*Uria aalge*	A199	A	A	A	C	B
Gryllteiste	*Cepphus grylle*	A202	C	C	B	C	C
Sturmmöwe	*Larus canus*	A182	C	C	B	A	B

3.5 Vogelzug

Auf den Wanderungen zwischen Brutgebieten und Winterquartieren wird das Gebiet der deutschen Ostsee von etwa 200 Vogelarten überquert, zumeist in beiden Zugperioden (Heim- bzw. Frühjahrszug und Weg- bzw. Herbstzug). Nach Schätzungen von Bellebaum et al. (2010b) sind daran etwa 500 Millionen Individuen beteiligt. Größtenteils handelt es sich dabei um Vögel, die in Nordeuropa (Skandinavien, Finnland, Russland) und Nordasien (Sibirien) brüten, in viel geringerem Umfang auch um Brutvögel aus Island und Grönland. Auch wenn sich die Zugwege und Zugzeiten vieler Arten ähneln, so weist diesbezüglich doch jede Art ihr individuelles zeitliches und räumliches Muster auf. Es existieren daher keine generellen, für alle Arten geltende Routen des Vogelzugs, sondern lediglich Gebiete mit Durchzug relativ vieler oder relativ weniger Arten. Ebenso gibt es bei den einzelnen Arten Gebiete mit relativ vielen oder relativ wenigen durchziehenden Individuen. Zahlreiche Wiederfunde beringter Vögel belegen die breite Auffächerung der Zugwege (Bairlein et al. 2014). Nur bei sehr wenigen Arten fliegen fast alle Individuen denselben Weg (z. B. Ringel- und Weißwangengans; (Green et al. 2002; Eichhorn et al. 2006).

Viele Arten überqueren die deutsche Ostsee in breiter Front, beispielsweise von und nach Südschweden und Dänemark, z.B. im Falle der meisten Landvögel und vieler Wasservögel. Vor allem Landvögel konzentrieren sich dabei in Bereichen, in denen die Entfernung zwischen den Landmassen möglichst gering ist. So herrscht viel Vogelzug über der Ostsee zwischen Südschweden und Rügen, besonders aber über dem Fehmarnbelt zwischen den Inseln Fehmarn und Lolland (Berndt et al. 2005). Letzteres Gebiet ist auch über die Biologie hinaus als „Vogelfluglinie“ bekannt.

Verschiedene Wasser- und Watvögel meiden dagegen eher die Überquerung von Landmassen und überfliegen die Ostsee grob entlang einer West-Ost-Achse, die von Überwinterungs- und Rastgebieten an der Nordsee (inklusive Wattenmeer) zu Rast- und Brutgebiet von der östlichen Ostsee bis nach Nordsibirien führt. Während viele Arten dabei in breiter Front über die Ostsee ziehen (z. B. Zwergschwan, Griffin et al. (2016)), folgen andere Arten der Küstenlinie und benutzen diese als Leitlinie. Dieser küstennahe Zug ist bei Meeresenten besonders auffällig (Alerstam et al. 1974; Bellebaum et al. 2010b).

Eine hohe Variabilität besteht hinsichtlich der Zugzeiten. Zwar sind die Monate März bis Mai und August bis November diejenigen mit den meisten ziehenden Vögeln, doch findet Vogelzug auch in allen anderen Monaten statt. Als Beispiele sind im Winter Kälteflucht-bewegungen im Zusammenhang mit gefrierenden Böden und Gewässern zu nennen (Berthold 1996), während in den Sommermonaten eine Reihe von Arten einen Zug in Mausergebiete ausführt (Moritz 1983; Nehls & Zöllick 1990). Auch hinsichtlich der Tageszeit gibt es erhebliche Unterschiede: manche Arten ziehen ausschließlich nachts, andere ganz oder vorwiegend am Tage, wiederum andere zu allen Tageszeiten.

Schließlich gibt es eine große Spanne von Höhenbereichen, in denen der Vogelzug erfolgt. Tagsüber per Radar über der südlichen Ostsee gemessene Flughöhen (alle Arten

kombiniert) rangierten von <100 m bis 3.100 m. Während bei Gegenwind der meiste Zug unterhalb von 400 m stattfand, lag der Mittelwert unter Rückenwindbedingungen bei etwa 1.000 m. Beim nächtlichen Zug wurden Flughöhen bis 1.400 m gemessen, je nach Standort flogen 40-44 % der Vögel unterhalb von 200 m (Bellebaum et al. 2010b). Diese Messungen lassen sich nicht einzelnen Arten zuordnen, es besteht jedoch die Tendenz, dass in höheren Luftschichten der Anteil kleiner Singvögel größer ist als in tieferen Schichten. Einschätzungen der Flughöhe bei Sichtbeobachtungen am Darßer Ort zeigten recht niedrigen Zug von Wasservögeln. Dabei flogen Seetaucher und Meeresenten vorwiegend niedriger als 10 m über der Wasseroberfläche, bei Rückenwind aber auch oft im Höhenbereich 10-50 m (Bellebaum et al. 2010b).

Mit der HELCOM Empfehlung 34E/1[79] haben sich die Vertragsstaaten des Helsinki-Übereinkommens verpflichtet, die Erkenntnisse zum Vogelzug über die Ostsee und dessen Gefährdungsfaktoren zu verbessern, Konflikte im Sinne des Vorsorgeprinzips zu minimieren und keine Windenergieanlagen in Gebieten zu errichten, die für die Vögel wichtig sind bzw. wichtige Flugkorridore sind.

NSG Fehmarnbelt

In der südwestlichen Ostsee ist der Fehmarnbelt und damit auch das NSG der am stärksten von ziehenden Vögeln frequentierte Bereich. Zahlreiche Beobachtungsreihen dokumentieren die große Bedeutung, die das Gebiet für den Vogelzug hat. Besonders im Herbst konzentrieren sich sehr viele Landvögel, die von Südschweden über die dänischen Inseln kommend via Fehmarn das mitteleuropäische Festland erreichen. Sehr wichtig ist diese Route für Gleitflieger und dabei in erster Linie für Greifvögel, die wegen des geringen thermischen Auftriebs über dem Meer diese Meerenge als Flugweg nutzen. Zudem durchfliegen zahlreiche See-, Wasser- und Watvögel den Fehmarnbelt, um die Überquerung der südlich und nördlich gelegenen Landmassen zu vermeiden. Starker Vogelzug findet hier ganzjährig statt, sowohl bei Tag als auch bei Nacht (Berndt et al. 2005; FEMERN A/S 2013a).

NSG Kadetrinne

Über den Vogelzug im NSG Kadetrinne ist wenig bekannt. Das relativ zentral in der südlichen Ostsee gelegene Gebiet befindet sich aber im Bereich des Breitfrontzugs, auf dem Landvögel entlang einer Südwest-/Nordostachse zwischen Skandinavien und Mitteleuropa wandern. Zugplanbeobachtungen vom Darßer Ort aus legen nahe, dass die vielen dort vorbeiziehenden Seetaucher, Meeresenten und Seeschwalben (Kube et al. 2007; Bellebaum et al. 2010b) unmittelbar davor (Frühjahr) bzw. danach (Herbst) das NSG überflogen haben.

[79] Safeguarding important bird habitats and migration routes in the Baltic Sea from negative effects of wind and wave energy production at sea

NSG Pommersche Bucht – Rönnebank

Im Gegensatz zu den Rastvögeln liegen zum Vogelzug in diesem NSG nur wenige Beobachtungen vor. Planmäßige, schiffgestützte Erfassungen gab es in den Jahren 2002-2004 auf dem Adlergrund im Norden des heutigen NSG (Bellebaum et al. 2010b). Tagsüber wurden dort im Vergleich zu umliegenden Küstenstandorten relativ geringe Raten durchziehender Trauerenten, Stern- und Prachttaucher sowie einiger Singvogelarten festgestellt, in kleiner Zahl zogen dort auch Kraniche. Auch das Volumen des per Radar erfassten nächtlichen Vogelzugs blieb im Frühjahr und Herbst deutlich hinter dem exponierter Küstenorte (Nord-Rügen, Darßer Ort) zurück. Aus dem Bereich der Oderbank gibt es keine Informationen zum Vogelzug, doch ist aufgrund der sehr hohen Anzahl rastender Meeresenten und Seetaucher mit erheblichem Vogelzugvolumen im Rahmen von Ankünften und Abflügen zu rechnen.

3.6 Meeressäugetiere

Die in Tab. 45 enthaltenen Meeressäugetiere Schweinswal, Kegelrobbe und Seehund sind gemäß Schutzgebietsverordnungen in den NSG in der deutschen AWZ der Ostsee geschützt. Kegelrobbe und Seehund sind in jeweils einem NSG geschützt, der Schweinswal in allen drei NSG. Für diese Arten umfassen die folgenden Beschreibungen daher auch für die jeweiligen Gebiete Festlegungen von Soll-Zuständen und Bewertungen der Ist-Zustände.

Tab. 45: Schutz- und Gefährdungsstatus der gemäß Schutzgebietsverordnung in mindestens einem der Meeresschutzgebiete geschützten Meeressäugetierarten.
Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, Kdr: NSG „Kadetrinne“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ 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) / (HELCOM 2013e): LC: least concern, NT: near threatened, VU: vulnerable, EN: endangered, CR: critically endangered

				Schutzstatus					**Gefährdungs-status**		
				FFH Anhang							
Wissenschaftlicher Artname	**Deutscher Artname**	**EU-Code**	**Schutzgebiet**[80]	**II**	**IV**	**V**	**ASCOBANS**[81]	**Appendix II der Bonner Konvention**	**Rote-Liste-Kategorie**	**IUCN (2016)**	**HELCOM (2013b)**
Phocoena phocoena	Schweinswal	1351	Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat								
			Fmb Kdr PBR (Ber. I, II, III)	x	x	-	x	x	2	LC	VU
			Population der zentralen Ostsee								
			PBR (Ber. I, II, III)	x	x	-	x	x	1	CR	CR
Halichoerus grypus	Kegelrobbe	1364	PBR (Ber. II)	x	-	x		x	2	LC	LC
Phoca vitulina	Seehund	1365	Fmb	x	-	x		x	*	LC	LC

[80] Schutzgut gemäß *allgemeinem* und *besonderem* Schutzzweck der Schutzgebietsverordnung
[81] Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas

Datengrundlagen

Für den Schweinswal liegen aus der deutschen AWZ Monitoringdaten vor, die bislang allerdings nur im Kontext der biogeographischen Regionen im Rahmen der Berichtspflichten nach Art. 17 FFH-RL ausgewertet wurden. Darüber hinaus gibt es akustische Daten der Monitoringstationen aus dem SAMBAH-Projekt (SAMBAH 2017). Hier werden diese Daten zur Bewertung der Erhaltungsgrade auf Gebietsebene herangezogen. Für den Seehund und die Kegelrobbe liegen Kenntnisse über Liegeplätze in der Ostsee vor (HELCOM 2018a; HELCOM 2018b). In deutschen Gewässern werden neben der Sammlung von Zufallsbeobachtungen an einigen der seit wenigen Jahren neu etablierten Liegeplätzen wie Greifswalder Oie oder Großer Stubber Kegelrobben mittlerweile regelmäßig gezählt (Herrmann 2012). Für die Bewertung von Robben kann auf den aktuellen HELCOM Bericht State of the Baltic Sea (HELCOM 2018f) sowie die HELCOM Core-Indikatorberichte (HELCOM 2018d; HELCOM 2018e; HELCOM 2018a; HELCOM 2018c) zurückgegriffen werden. Der Bewertungszeitraum ist 2011 bis 2016.

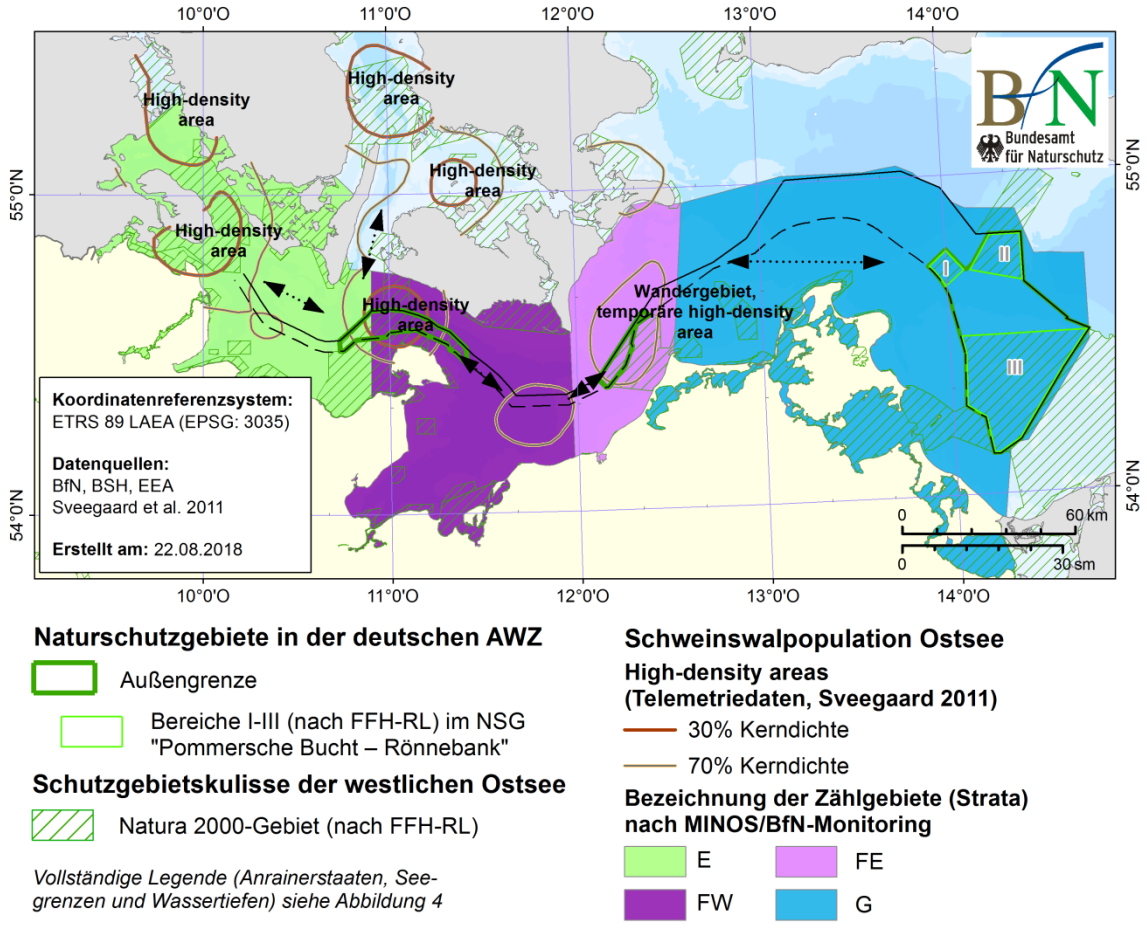


Abb. 31: Zählgebiete (Strata) im Rahmen des nationalen Schweinswalmonitorings in der westlichen Ostsee.
Der Abstand zwischen den Flugtransekten beträgt 6 km.

Für das NSG „Fehmarnbelt“ wurden zusätzlich die öffentlich zugänglichen Untersuchungen für die geplante feste Fehmarnbeltquerung (FEMERN A/S 2013) ausgewertet.

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

In der Ostsee können Schweinswale aus drei verschiedenen Populationen vorkommen (Abb. 32). Im Norden des Kattegats kommen Schweinswale der Nordseepopulation vor. Da diese allerdings in der deutschen AWZ der Ostsee nicht vorkommen, werden im Folgenden nur die beiden „echten“ Ostseepopulationen betrachtet: Dabei handelt es sich zum einen um die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat, die sich in der Verbreitung mit einer Übergangszone im Kattegat südlich an die Nordseepopulation anschließt und bis in die Pommersche Bucht bzw. nach Südschweden reicht (Sveegaard et al. 2015; NAMMCO & NIMR 2019). Eine weitere Population kommt in der zentralen Ostsee vor. Diese Population ist deutlich kleiner als die Population der westlichen Ostsee. Es gibt keine scharfe Grenzlinie zwischen den Populationen, sondern einen räumlichen Überlappungsbereich. In älteren morphologischen oder genetischen Untersuchungen wird als sommerliche[82] Grenze zwischen den beiden Ostseepopulationen oft die Darßer Schwelle und die Limhamn-Schwelle angegeben (zum Beispiel Huggenberger et al. 2002; Wiemann et al. 2009), während aktuellere Studien eine Trennung bei 13,5° Ost vornehmen (Sveegaard et al. 2015; Lah et al. 2016). (ASCOBANS 2016) gibt auf Basis der akustischen Erhebungen im SAMBAH-Projekt mit 300 Klickdetektoren eine Grenze zwischen den beiden Populationen in der Ostsee in der Nähe von Bornholm an. Diese Abgrenzung ist nicht als scharfe Trennlinie zu verstehen. In einer Übergangszone kommt es im Winterhalbjahr zur Durchmischung: Während sich von Mai bis Oktober eine räumliche Trennung der beiden Ostseepopulationen entlang einer Linie zwischen der Insel Hanö (Schweden) und Jarosławiec bei Słupsk (Polen) ausbildet, wird von November bis April eine stärkere räumliche Überlappung angenommen. Diese beruht darauf, dass Tiere der Population der zentralen Ostsee weiter nach Südwesten vordringen (SAMBAH 2017). Die Auswertung langjähriger akustischer Erfassungen im Bereich der Pommerschen Bucht zeigt im Herbst/Winter über die räumliche Überlappung im Vorkommen beider Populationen hinaus eine offenbar zeitversetzte Nutzung der Pommerschen Bucht,

[82] Die Verbreitungsgrenze zur Fortpflanzungszeit ist für genetische Untersuchungen entscheidend, da angenommen wird, dass sich die Tiere unterschiedlicher Populationen in der Fortpflanzungszeit nicht mischen. In anderen Jahreszeiten kann es jedoch durch Wanderbewegungen auch zur räumlichen Vermischung der Bestände kommen.

so dass in diesem Gebiet im Winter keine echte Durchmischung beider Populationen stattfindet (Benke et al. 2014). Eine Einwanderung einzelner Tiere aus der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat in die zentrale Ostsee im Winter ist ebenfalls möglich. Dies belegen Daten aus einer Studie, die eine Wanderung eines an einem im Kattegat mit Satellitensender versehenen männlichen Tieres zeigte, das im Winter bis nach Öland schwamm (Teilmann et al. 2004). Umgekehrt ist es nicht bekannt, wie weit Tiere der Population der zentralen Ostsee zum Beispiel in kalten Wintern nach Westen wandern (NAMMCO & NIMR 2019).

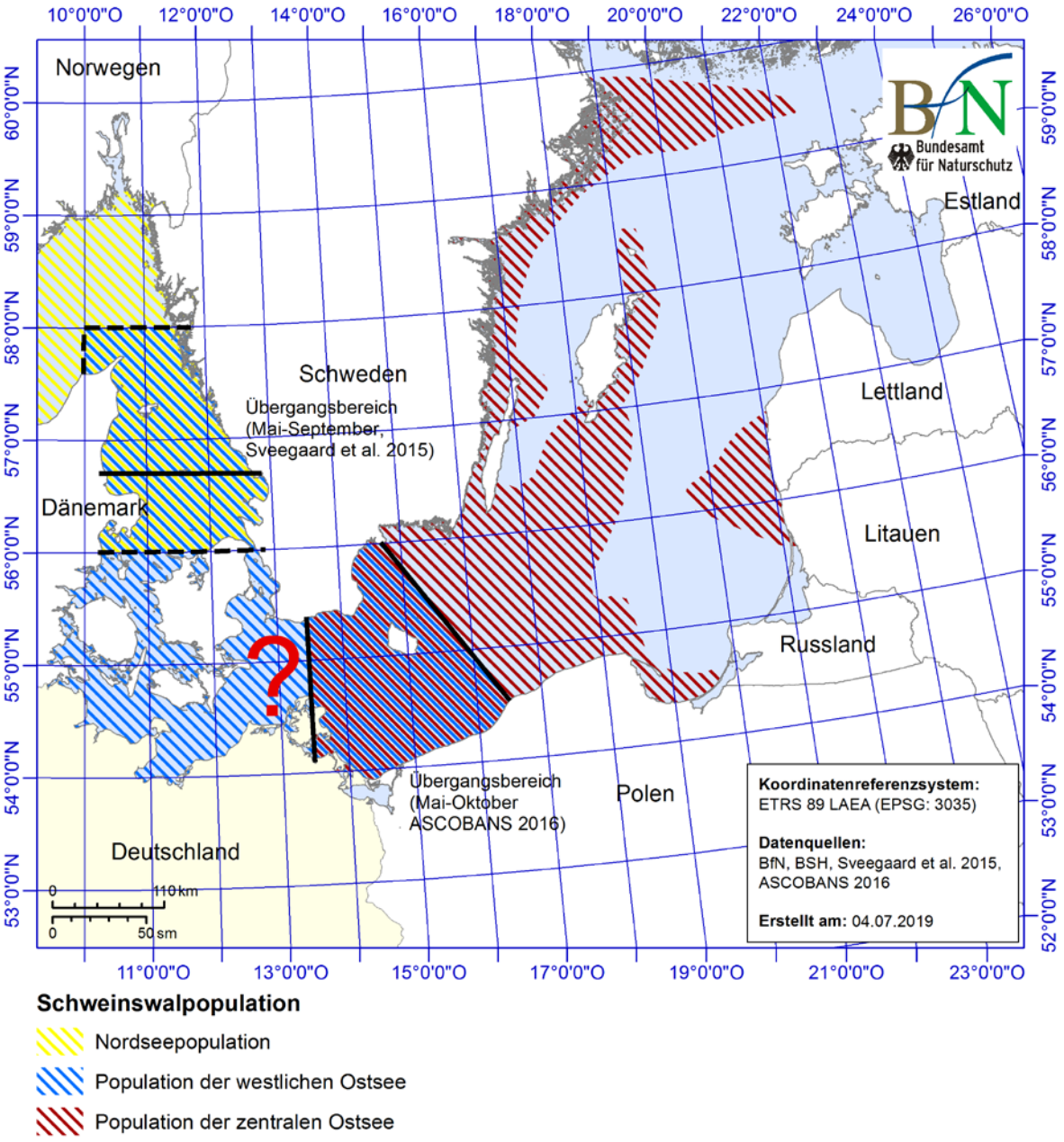


Abb. 32: Verbreitungsgebiete verschiedener Schweinswalpopulationen in der Ostsee.

Das rote Fragezeichen kennzeichnet die westlichen Randbereiche der Verbreitung der Population der zentralen Ostsee. Es ist unbekannt, wie weit Individuen dieser Population (zum Beispiel in Kältewintern) nach Westen ziehen.

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. Das Sehvermögen ist durch eine lichtreflektierende Schicht hinter der Netzhaut sowie 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 dabei 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 des Verhaltens. 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. 2012). In das Beutespektrum des Schweinswals fallen sowohl pelagische Schwarmfische als auch demersale und benthische Arten (Aarefjord et al. 1995; Santos & Pierce 2003; Sveegaard et al. 2012a; Andreasen et al. 2017). Schweinswale ernähren sich in der Ostsee zu allen Jahreszeiten vor allem von Hering und Dorsch, die im Mittel 70 % der Beutemasse ausmachen (Sveegaard et al. 2012a; Andreasen et al. 2017). Aalmutter, Wittling, Sprotte und Sandaal tragen weniger zur Nahrung bei. Grundeln stellen zahlenmäßig den weitaus größten Teil der Nahrung dar, nach Gewicht liegen sie jedoch im Mittel unter 5 % der gesamten Nahrungsmenge (Aarefjord et al. 1995, Sveegaard et al. 2012a). Bei Jungtieren tragen Grundeln mit 25 % der Beutemasse nennenswert zur Ernährung bei (Andreasen et al. 2017). Neben altersspezifischen gibt es jahreszeitliche Unterschiede bezüglich der Bevorzugung bestimmter Beutefischarten (Sveegaard et al. 2012b; Andreasen et al. 2017). Die Größe der Beutefische des Schweinswals in der westlichen Ostsee umfasst

ein breites Längenspektrum von ca. 2,5 bis 57 cm, wobei ein- bis zweijährige Dorsche und mittelgroße Heringe am meisten erbeutet wurden (Andreasen et al. 2017).

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; Kornis et al. 2012). Sie müssen somit ständig Zugang zu ausreichend nahrhafter Beute haben, um den Stoffwechsel und somit unter anderem 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 sind erfolgreich (Wisniewska et al. 2016).

Trotz des maximalen Lebensalters von 23 Jahren haben Schweinswale im Durchschnitt eine kurze Lebenserwartung von etwa 8–10 Jahren (Read & Hohn 1995; Lockyer & Kinze 2003; Björge & Tolley 2009). Dänische Strandfunddaten zeigen, dass nur 5 % der Tiere über 12 Jahre alt werden. Insbesondere in den ersten zwei bis drei Lebensjahren ist die Sterblichkeit sehr hoch (Lockyer & Kinze 2003). Kesselring et al. (2017) ermittelten anhand von Totfund- und Beifanganalysen für Schweinswale in der deutschen Ostsee eine signifikant geringere Lebensspanne (3,67 ± 0,3 Jahre) als in der deutschen Nordsee (5,7 ± 0,27 Jahre), so dass die eine hohe Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen vermuten lässt.

Es wird eine natürliche Vermehrungsrate von 4 % pro Jahr angenommen (Berggren et al. 2002). Das Durchschnittsalter bei Erreichen der Geschlechtsreife wurde in der deutschen Ostsee mit 4,95 Jahren bestimmt und ist in einer vergleichbaren Größenordnung wie in anderen Meeresgebieten (Sørensen & Kinze 1994; Adelung 1997; Benke et al. 1998; Lockyer & Kinze 2003; Kesselring et al. 2017). Die Weibchen tragen jedes oder jedes zweite Jahr ein Junges aus (Read & Hohn 1995; Benke et al. 1998). Die volle Reproduktionsaktivität, in der jedes Jahr ein Junges geboren wird, dauert in deutschen Gewässern jedoch möglicherweise nur drei Jahre an (Kesselring et al. 2017). .

Schweinswalmütter bringen nach einer Tragzeit von zehn bis elf Monaten in der deutschen Ostsee zwischen Juni und August ein Kalb zur Welt (Börjesson & Read 2003; Lockyer & Kinze 2003; Hasselmeier et al. 2004; ASCOBANS 2016). Die Paarung findet kurz nach der Geburt statt. Bei der Geburt ist das Schweinswalkalb 65–75 cm lang und wiegt 4,5–6,7 kg (Lockyer & Kinze 2003). Es wird für etwa acht bis neun Monate mit einer sehr nahrhaften Milch (46 % Fett) gesäugt, so dass es schnell wächst und schon nach drei bis vier Monaten eine Länge von 100–110 cm erreicht (Sørensen & Kinze 1994; Schulze 1996). Jungtiere beginnen schon ab einem Alter von fünf bis sechs Monaten mit der eigenen Nahrungssuche (Schulze 1996; Solan et al. 2016) und werden fortan langsam entwöhnt. Sie bleiben jedoch meist bis zur Geburt des neuen Nachwuchses bei der Mutter.

Bei der Population der zentralen Ostsee vermutet man aufgrund des sommerlichen Schwerpunktvorkommens ein wesentliches Aufzuchtgebiet im Bereich der Flachgebiete Hoburgsbank sowie Nördliche und Südliche Midsjö-Bank (SAMBAH 2017; Carlén et al. 2018). Aufzuchtgebiete für die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat liegen zum Beispiel nördlich von Fünen, der Sejrø Bucht, dem Großen Belt, Smålands-Fahrwasser und der „Dänischen Südsee“ (südlich von Fünen) (Lockyer & Kinze 2003). Um Fortpflanzungs- und Aufzuchtgebiete auch in deutschen Gewässern identifizieren zu können, wurden vom Deutschen Meeresmuseum Stralsund und dem ITAW Totfunddaten und Lebendsichtungen von Kälbern in der Ostsee zwischen 1990 und 2012 ausgewertet (Abb. 33). Schwerpunkte der Kälbersichtungen finden sich demnach in den Bereichen der Flensburger Außenförde und des Fehmarnbelts.

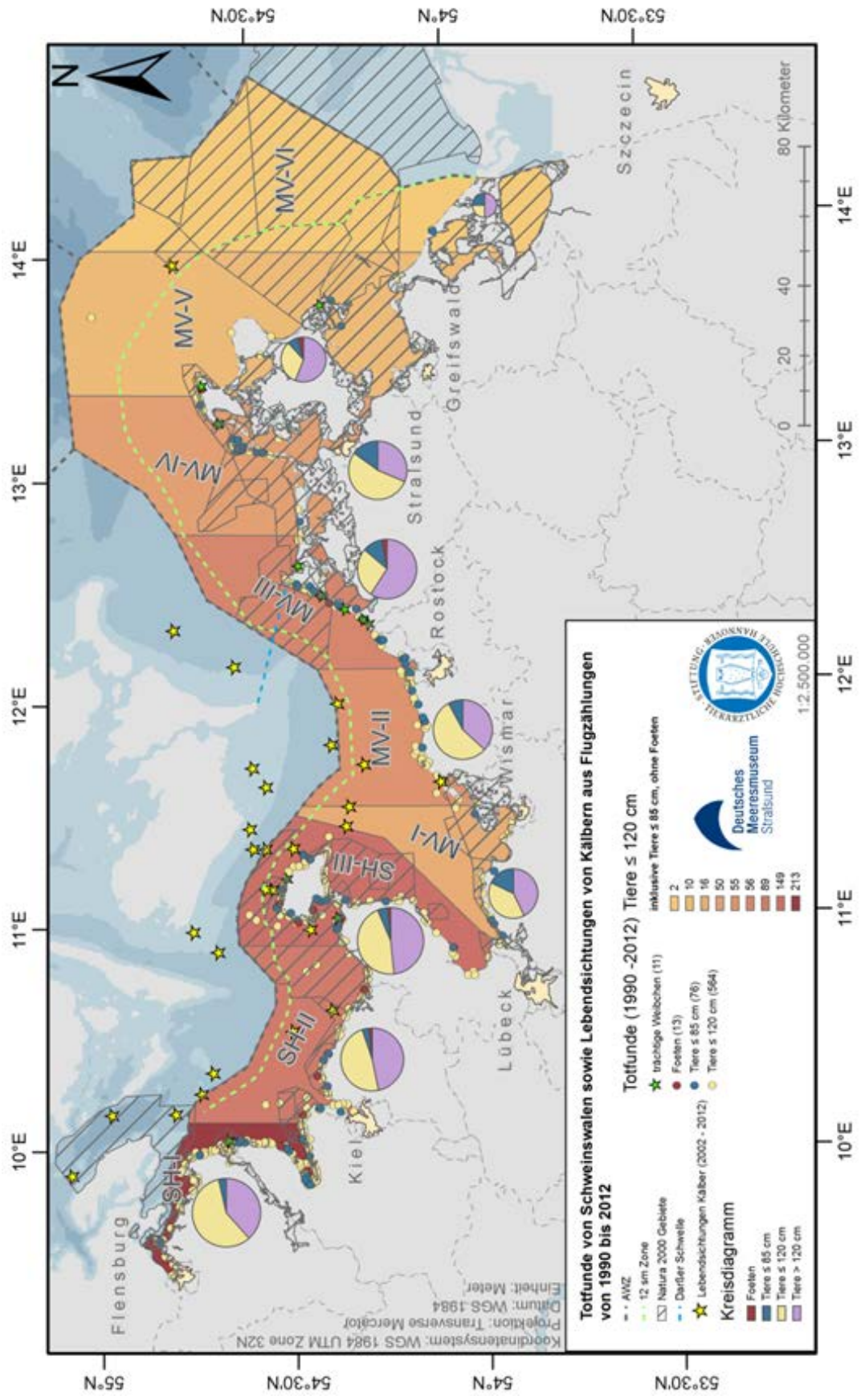


Abb. 33: Datenzusammenstellung von Totfunden und Lebendsichtungen von Schweinswalkälbern zwischen 1990 und 2012 in der deutschen Ostsee.
Zusammenstellung: Deutsches Meeresmuseum & TiHo 2013

3.6.1.2 Vorkommen im deutschen Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In den deutschen Gewässern der Ostsee kommen Schweinswale ganzjährig vor. Das Vorkommen von Schweinswalen ist regional und saisonal sehr unterschiedlich und von jahreszeitlichen Wanderungen und lokalen Konzentrationen geprägt. In den deutschen Gewässern der Ostsee kommen zwei unterschiedliche methodische Ansätze beim Monitoring zum Einsatz. Während in den westlichen Bereichen flugzeuggestützte Zählungen entlang von Transekten erfolgen und anschließend auf die Dichte hochgerechnet werden kann, erfolgt in den weiter östlich gelegenen Bereichen ein Monitoring mit akustischen Methoden (mithilfe von Klickdetektoren, sogenannte C-PODs), so dass hier methodisch bedingt keine Dichteangaben möglich sind, sondern lediglich das Vorkommen anhand im Jahresverlauf unterschiedlicher akustischer Aktivitätsmuster beschrieben wird.

Das Vorkommen der **Population der zentralen Ostsee** wird in (ASCOBANS 2016) beschrieben: Zwischen Mai und Oktober, zur Geburtenperiode und Paarungszeit, ist die Detektionswahrscheinlichkeit in einem relativ scharf begrenzten Areal um die flachen Offshore-Bänke südlich von Gotland bzw. östlich von Öland (Hoburgsbank, Nördliche und Südliche Midsjöbank) am höchsten. Akustische Nachweise gab es in dieser Zeit aber auch südlich von Öland und in der schwedischen Hanö-Bucht, nördlich der polnischen Küste und westlich der lettischen Küste. Die Ergebnisse des SAMBAH-Projektes belegen, dass sich in den Sommermonaten eine deutliche räumliche Trennung der zentralen und der westlichen Population der zentralen und der westlichen Ostsee ausbildet (SAMBAH 2017).

In den Monaten November bis April löst sich die Konzentration südlich von Gotland auf und die Schweinswale dieser Population verteilen sich in einem größeren Bereich entlang der Küsten Polens, Litauens und im Süden Lettlands, entlang der schwedischen Küste bis zur Åland See und in Offshoregebiete der Finnischen AWZ. Die Pommersche Bucht wird wahrscheinlich von Schweinswalen dieser Population vor allem zwischen November und März und damit zeitlich nach der Anwesenheit von Individuen der Population der westlichen Ostsee genutzt (Benke et al. 2014; SAMBAH 2017). Die Abundanz der Population wird mit 497 Tieren (95 % Konfidenzintervall: 80–1091) angegeben (SAMBAH 2017). Die Population ist somit vom Aussterben bedroht (ASCOBANS 2016).

Der **Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat** steht ein vergleichsweise kleines Areal für die Reproduktion und Nahrungssuche zur Verfügung. Im Norden wird das Areal durch einen Übergangsbereich zur Nordseepopulation begrenzt (Satellitentelemetrie-Daten weisen im Sommer auf eine Linie im Bereich 56,95° nördlicher Breite hin; (Sveegaard et al. 2015). Die Population kommt – von Nordwest nach Südost entlang eines abnehmenden Dichtegradienten – vom Kattegat bis östlich von Bornholm vor (Sveegaard et al. 2015; ASCOBANS 2016). Dabei gibt es jedoch regionale Gebiete mit hoher Dichte, sogenannte high-density areas (Sveegaard et al. 2011).

Die Größe der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat ist aufgrund der Unsicherheiten in der Überlappungszone im nördlichen Kattegat sowie fehlender Abdeckung im östlichen Bereich bei einer Zählung im Jahr 2012 unsicher (Sveegaard et al.

2013; Viquerat et al. 2014). Aktuelle Zählungen aus dem Sommer 2016 (Hario et al. 2009) ermittelten in einem Gebiet, das in etwa dem von (Sveegaard et al. 2015) ermittelten Verbreitungsgebiet der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat entspricht, eine Abundanz von 42.324 Schweinswalen (CV: 0.304, 95 % CI: 23.368–76.658). Das Gebiet ist vom Kattegat (im Norden) begrenzt durch eine etwa vom Limfjord nach Osten verlaufende Linie, während eine östliche Begrenzungslinie zwischen Rügen und Schonen verläuft.

Im Teilgebiet westliche Ostsee weist das Vorkommen von Schweinswalen folgende regionale Besonderheiten auf:

Grundsätzlich ist die Verteilung von Schweinswalen an das Vorkommen quantitativ und qualitativ ausreichender Beute geknüpft. Stark durchströmte Bereiche (wie Belte und Sunde) oder lokale Auftriebsgebiete weisen oft an Frontensystemen erhöhte Beutekonzentrationen auf (Kapitel 3.6.1.1). Gebiete mit ganzjährig hoher Schweinswal-Dichte sind nach Satellitentelemetrie-Daten aus Dänemark der nördliche Öresund, der nördliche Samsö Belt, Kalundborg-Fjord, Kleiner Belt, Großer Belt, Smalandsfahrwasser in Dänemark sowie Flensburger Förde und Fehmarnbelt in dänischen und deutschen Gewässern (Sveegaard et al. 2011). Dabei gibt es jahreszeitliche Besonderheiten. Im Frühjahr und Sommer weisen vor allem der nördliche Öresund, der südliche Samsö Belt, Smalandsee, Kleiner Belt, Großer Belt sowie Flensburger Förde und Fehmarnbelt eine deutlich erhöhte Dichte auf. Im Herbst und Winter ziehen Schweinswale (aus der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat[83]) aus dem Kattegat nach Süden. Besonders hohe Dichten wurden im südlichen Kleinen Belt, im Großen Belt, Kalundborg Fjord sowie Flensburger Förde, Fehmarnbelt und Kadetrinne festgestellt, so dass in den deutschen Gewässern eine Verlagerung nach Osten in dieser Zeit anzunehmen ist. Dies wird bestätigt durch die akustischen Untersuchungen von (Benke et al. 2014), die insbesondere im Osten des Gebietes eine zeitlich gestaffelte Nutzung der Pommerschen Bucht durch die Populationen der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat sowie die Population der zentralen Ostsee festgestellt haben (Abb. 34). Während die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat die Pommersche Bucht voraussichtlich in den Monaten Juli bis Oktober nutzt, sind Individuen der Population der zentralen Ostsee von November bis März anwesend.

[83] Schweinswale, die im nördlichen Kattegat besendert wurden, schwammen nicht weiter nach Süden als bis zur Insel Anholt (Sveegaard et al. 2011).

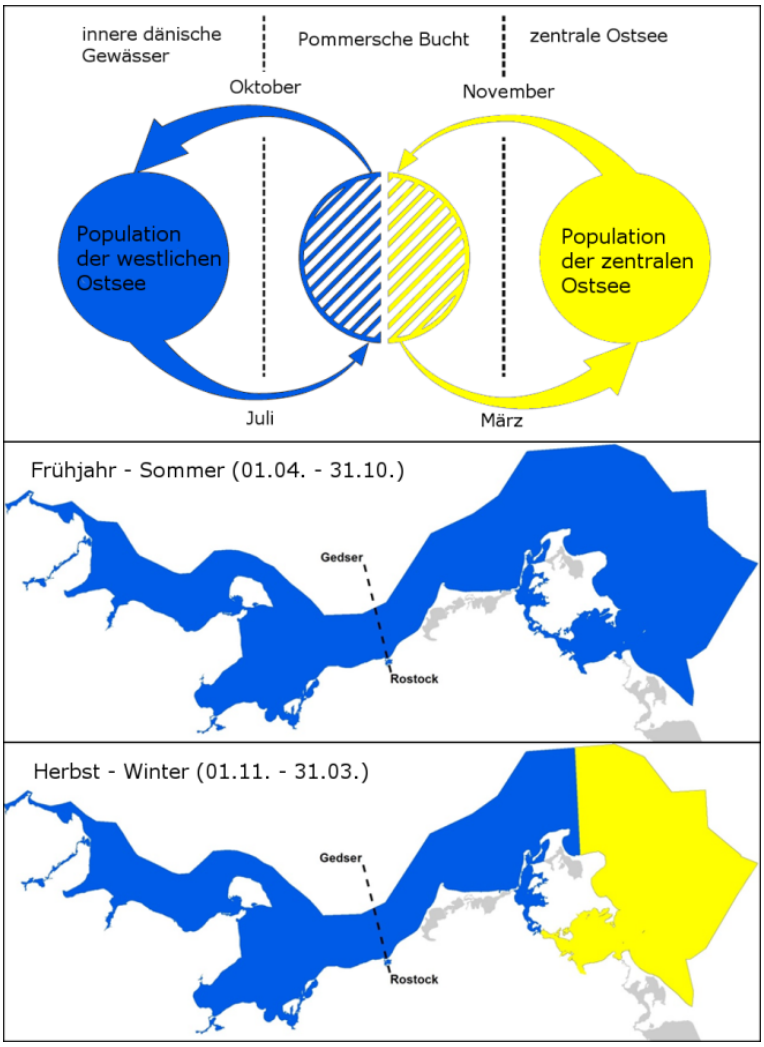


Abb. 34: Schematische Darstellung der wahrscheinlichen Habitatnutzung der beiden Schweinswalpopulationen in der Ostsee.
oben: verändert aus: Benke et al. 2014; Mitte und unten: Übertragung auf die deutschen Ostseegewässer.
blau: Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat, gelb: Population der zentralen Ostsee.

Für die deutschen Gewässer wird als generelles Verbreitungsmuster ein von Nordwest nach Südost abnehmender Dichtegradient beschrieben (Gilles et al. 2008; Benke et al. 2014). Flugzeuggestützte Erfassungen der gesamten deutschen Ostsee und angrenzender dänischer Gewässer von 2002–2006 ergaben Abundanzen zwischen 475 Tieren (95 %-Konfidenzintervall: 0–1.632) im März 2003 und 4.610 Tieren (95 %-Konfidenzintervall: 2.259–9.098) im Mai 2005 (Scheidat et al. 2008). Generell schwankt die Dichte in der Kieler Bucht („Stratum E“, Abb. 31) zwischen den Jahren und war meist geringer als 0,4 Individuen/km². Im Juni 2008 wurde mit 0,62 Individuen/km² die bislang höchste Dichte bestimmt (Gilles et al. 2014). In der Mecklenburger Bucht steigt die ebenfalls stark schwankende Dichte selten über 0,3 Individuen/km². Die höchsten Dichten (0,42 bzw. 0,41 Individuen/km²) wurden im Juli 2010 und Juli 2013 festgestellt (Gilles et al. 2011; Gilles et al. 2014). Die meisten Tiere sind zwischen Juni und September anwesend. Eine Darstellung in Rasterquadraten von 5 x 5 km Größe macht deutlich, dass

auch in Deutschland lokale bzw. saisonale Häufungen auftreten. Die Abundanz in den deutschen Gewässern der Ostsee im Zeitraum 2007 bis 2016 wird mit 1.913 bis 5.275 (95 %-Konfidenzintervall) angegeben. Der Anteil in FFH-Gebieten beträgt 201 bis 1.021 Tiere (95 %-Konfidenzintervall) (BfN 2019). Die Abundanz fluktuiert jedoch sehr stark und steht in engem Austausch mit Schweinswalen in den benachbarten Gewässern.

Zusätzlich zu den Flugtransekterfassungen liegen Daten aus einem akustischen Monitoring an bis zu 16 Messstationen in der Kadetrinne, rund um Rügen, Adlergrund und Oderbank seit 2009 vor (Viquerat et al. 2015), deren Ergebnisse bei den einzelnen NSG vorgestellt werden.

NSG „Fehmarnbelt“

Im Rahmen der MINOS-Projekte und des Monitorings nach Art. 11 FFH-RL wurden im Zeitraum von 2002 bis 2016 im Zählgebiet FW (Abb. 31), das das NSG „Fehmarnbelt“ umfasst, Dichten zwischen 0,1 und 0,42 Individuen/km² festgestellt. Die höchsten Dichten wurden in den Sommermonaten festgestellt. Auch Kälber wurden beobachtet (Abb. 33). Das akustische Monitoring zeigte ganzjährig eine hohe Schweinswalaktivität. In manchen Wintern nimmt diese allerdings etwas ab (Benke et al. 2014).

FEMERN A/S (2013a) zeigten in den Jahren 2009 und 2010 ein ausgeprägtes saisonales Muster mit Maximaldichten während der Frühsommermonate, der Zeit, in der Kälber geboren werden. In den Monaten mit Kälbersichtungen betrug deren Anteil 5,5 % (2009) bzw. 13,04 % (2010). In einer Modellierung der sommerlichen Dichte in den beiden Untersuchungsjahren wurden die größten lokalen Dichten im nordwestlich von Fehmarn gelegenen Bereich des Fehmarnbelts (im Westen des NSG) und südwestlich von Lolland festgestellt. Die Dichte nahm von den Küsten her in Richtung des Hauptschifffahrtsweges stark ab.

Das NSG „Fehmarnbelt“ hat eine Funktion als Nahrungs- und Migrationshabitat sowie als Fortpflanzungs- und Aufzuchtshabitat für Schweinswale. Die Schweinswaldichte ist dabei im NSG „Fehmarnbelt“ höher als in den anderen Bereichen der deutschen AWZ (siehe Abb. 35).

NSG „Kadetrinne“

In dänischen Telemetriestudien wurde der Naturraum Kadetrinne, in dem auch das NSG „Kadetrinne“ liegt, als Gebiet mit saisonal hoher Bedeutung für Schweinswale identifiziert. Demnach ist dieses Gebiet von September bis Februar besonders wichtig für die Tiere (Sveegaard et al. 2011). Aktuelle akustische Monitoringdaten belegen aber auch eine hohe Aktivität in den Sommermonaten (Viquerat et al. 2015). Dabei zeigte sich ein zweigipfeliges Aktivitätsmaximum im Spätsommer. Der Anstieg der Registrierungen zieht sich über drei bis vier Monate und erreicht im August und September sein erstes Maximum. Nach einem kurzen Rückgang im September und Oktober nimmt die Registrierungsrate wieder sprunghaft zu und fällt erst ab November stark ab. Die Dichte wurde auf

flugzeuggestützten Zählungen im Stratum FE, in dem das Gebiet liegt, im Sommer 2015 mit 0,24 Individuen/km² und im Sommer 2016 mit 0,01 Individuen/km² bestimmt (unveröffentlichte Daten des BfN). Die Daten sprechen dafür, dass Schweinswale aus der Population der Westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat im Frühjahr von Westen her über einen längeren Zeitraum in die weiter östlich liegenden Gewässer um Rügen und die Pommersche Bucht einwandern und ab November einen schnellen Rückzug antreten (vergleiche auch (Benke et al. 2014)). In dieser Zeit hat der Naturraum Kadetrinne eine sehr hohe Bedeutung für Schweinswale als Migrationshabitat.

FEMERN A/S (2013a) fanden in einer Modellierung der sommerlichen Dichte in den Jahren 2009 und 2010 neben einem Bereich im Westen des Fehmarnbelts einen weiteren Bereich am Rand ihres Untersuchungsgebietes mit lokal erhöhten Dichten südöstlich der Insel Falster. Kälber wurden dabei südlich der Inseln Lolland und Falster gesichtet. Eine Sichtung eines Mutter-Kalb-Paares erfolgte auf dem Gedser Rev unmittelbar westlich des NSG „Kadetrinne“. Östlich des NSG wurde im Zeitraum von 1990 bis 2012 eine Häufung von tot angespülten trächtigen Weibchen und kleiner Kälber registriert (Abb. 33). Das NSG „Kadetrinne“ hat eine Funktion als Reproduktions- und Aufzuchtgebiet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die akustischen Erfassungen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zeigen, dass das Gebiet im Überlappungsbereich des Vorkommens beider Populationen (siehe oben) liegt. In der Pommerschen Bucht wird insgesamt die geringste akustische Aktivität von Schweinswalen in deutschen Ostseegewässern registriert. An 4,4 % aller Tage zeichneten die akustischen Monitoringstationen Schweinswale auf (Benke et al. 2014). Das Vorkommen ist ganzjährig, jedoch legen die saisonal sehr variablen Daten eine zeitlich gestaffelte Nutzung der Pommerschen Bucht durch beide Schweinswalpopulationen nahe (Abb. 34; Benke et al. (2014)). Der Schwerpunkt der akustischen Aktivität tritt in der Pommerschen Bucht im Spätsommer und Herbst auf, wenn verstärkt Tiere aus der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat einwandern. Ein weiteres temporäres Maximum findet sich von November bis März, wenn Individuen der Population der zentralen Ostsee anwesend sind. Anhaltende Kälteperioden führen im Winter zu einer erhöhten Detektionsrate, während Kälteperioden von unter 1 Monat keinen Einfluss auf die Detektionsrate haben (Viquerat et al. 2015). Dies deutet darauf hin, dass Schweinswale zum Beispiel aus Gebieten einwandern, in denen mit Eisbildung zu rechnen ist. Die Pommersche Bucht hingegen bleibt auch in strengen Wintern eisfrei und ist somit ein wichtiges Rückzugsgebiet für Schweinswale der Population der zentralen Ostsee. Daneben stellt das NSG ein wichtiges Nahrungs- und Migrationshabitat dar.

3.6.1.3 Ökologische Funktionen

Der Schweinswal ist durch seine piscivore Lebensweise in der Ostsee ein Topprädator, der ausgeprägte Wanderungen unternimmt (Kapitel 3.6.1.2). Aufgrund der Geometrie der westlichen Ostsee als lang gezogenes schmales Band, insbesondere zwischen Dänemark und Deutschland, muss hier insgesamt von einem Migrations- bzw. Wanderungsraum gesprochen werden. Den Engstellen im Bereich des **NSG „Kadetrinne“** und des **NSG „Fehmarnbelt“** kommt hierbei eine besonders hohe Bedeutung für die Migrationsbewegungen zu. Darüber hinaus ist das NSG „Fehmarnbelt“ ein wichtiges Nahrungshabitat, das hohe Schweinswaldichten aufweist und ein wichtiges Reproduktions- und Aufzuchtgebiet in der deutschen Ostsee ist (vergleiche Abb. 33). Das **NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“** stellt ein wichtiges Rückzugsgebiet für Schweinswale der Population der zentralen Ostsee im Winter dar. Insbesondere gilt dies in strengen Wintern, wenn die Schweinswale vor der Eisbedeckung in der zentralen Ostsee ausweichen (Koschinski 2002), da die Pommersche Bucht auch in strengen Wintern eisfrei bleibt. Daneben stellt das NSG ein wichtiges Nahrungs- und Migrationshabitat für beide Schweinswalpopulationen dar.

3.6.1.4 Soll-Zustände

NSG „Fehmarnbelt“

Wie unter dem Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kapitel 3.6.1.3) dargelegt ist das Gebiet als wichtiges *Migrationshabitat* für die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat von herausragender Bedeutung. Weiterhin ist es ein wichtiges *Reproduktions- und Aufzuchthabitat* in der deutschen Ostsee sowie ein wichtiges *Nahrungshabitat.* Diese Funktionen sind durch aktuelle, im Kapitel 3.6.1.2 zum Vorkommen im Meeresgebiet und den Schutzgebieten ausgewertete Erkenntnisse belegt.

Auch in den Schutzzielen gemäß Schutzgebietsverordnung wird die Funktion als Nahrungshabitat, Migrationshabitat sowie Fortpflanzungs- und Aufzuchtshabitat für Schweinswale herausgestellt.

Aufgrund der im grenzübergreifenden räumlichen Zusammenhang sehr hohen Bedeutung des Gebietes als Migrationsraum für die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat in weiter östlich liegende Bereiche und die hohe Bedeutung als Fortpflanzungsgebiet wird die Bedeutung des NSG „Fehmarnbelt“ für die Aufrechterhaltung des aktuellen Verbreitungsgebietes im räumlichen Zusammenhang der biogeographischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Ostsee als sehr hoch eingestuft. **Aufgrund der sehr hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (A) festgelegt.**

In den Schutzzielen ist dieser Soll-Zustand verankert, indem unter anderem

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der natürlichen Bestandsdichten, ihrer natürlichen räumlichen und zeitlichen Verbreitung, ihres Gesundheitszustands und ihrer reproduktiven Fitness,

- die weitgehende Freiheit des Gebietes von Störungen und Nicht-Beeinträchtigung durch Verschmutzungen,
- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung unzerschnittener Habitate und der Möglichkeit der Migration innerhalb der Ostsee

gefordert werden.

NSG „Kadetrinne“

Die Darlegungen zu ökologischen Funktionen (Kapitel 3.6.1.3) im Rahmen der Bestandsbeschreibung unterstreichen die Bedeutung als *Migrationshabitat* für die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat. Weiterhin ist das NSG „Kadetrinne“ ein *Reproduktions- und Aufzuchthabitat* sowie ein wichtiges *Nahrungshabitat.* Diese Funktionen sind durch aktuelle, im Abschnitt zum Vorkommen im Meeresgebiet und den Schutzgebieten ausgewertete Erkenntnisse belegt.

Aufgrund der <u>hohen</u> Bedeutung des Gebietes wird als Soll-Zustand (B) definiert.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich I, II, III und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kapitel 3.6.1.3) dargelegt, ist das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ein wichtiges *Rückzugsgebiet* für Schweinswale der Population der zentralen Ostsee im Winter. Daneben stellt das NSG ein wichtiges *Nahrungs- und Migrationshabitat* sowohl für die vom Aussterben bedrohte Population der zentralen Ostsee als auch für die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat dar. Diese Funktionen sind durch aktuelle, im Abschnitt zum Vorkommen im Meeresgebiet und den Schutzgebieten ausgewertete Erkenntnisse belegt.

Auch in den **Schutzzielen** der Bereiche I bis III wird die Funktion als bedeutsames Migrationshabitat für Schweinswale beider Ostseepopulationen herausgestellt.

Aufgrund der <u>sehr hohen</u> Bedeutung des Gebietes wird als Soll-Zustand (A) festgelegt.

In den Schutzzielen ist dieser Soll-Zustand verankert, indem unter anderem

- die Erhaltung bzw. Wiederherstellung ihrer natürlichen räumlichen und zeitlichen Verbreitung, ihres Gesundheitszustands und ihrer reproduktiven Fitness unter Berücksichtigung der natürlichen Populationsdynamik, der natürlichen genetischen Vielfalt innerhalb des Bestandes im Bereich sowie der genetischen Austauschmöglichkeiten mit Beständen außerhalb des Gebietes,
- die weitgehende Freiheit des Gebietes von Störungen und Nicht-Beeinträchtigung durch Verschmutzungen,
- unzerschnittener Habitate und Migrationsmöglichkeiten innerhalb der zentralen Ostsee und in die westliche Ostsee und Beltsee

gefordert werden.

3.6.1.5 Ist-Zustände und Defizite

NSG „Fehmarnbelt“

Das NSG „Fehmarnbelt“ liegt im Stratum FW (Abb. 31) und damit im Bereich saisonal schwankender und geringer bis mittlerer Schweinswaldichten (Kapitel 3.6.1.2). Entsprechend der FFH-Bewertung auf Ebene des Stratums FW (Abb. 31) und dem Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium „Zustand der Population“ entsprechend der lückenhaften bis vereinzelten Sichtungen und des geringen Anteils der ursprünglich genutzten Habitate (vor allem im südlichen Bereich sind große Lücken in der Habitatnutzung) als gut (B) bewertet. Im Stratum FW (Abb. 31) werden regelmäßig zur Fortpflanzungszeit einzelne bis mehrere Mutter-Kalb-Gruppen gesichtet (Gilles et al. 2011; Gilles et al. 2014). Der mittlere Anteil an Mutter-Kalb-Paaren an den Sichtungen während der Geburtenperiode schwankt zwischen den Jahren deutlich. In zwei von vier Monitoringjahren wurden zur Fortpflanzungszeit keine Kälber gesichtet. (2011 und 2016: 0 %, 2013: 8 %, 2015: 17 %). Bezogen auf das Stratum FW (Abb. 31) wird das Unterkriterium „Populationsstruktur“ daher als mittel bis schlecht (C) bewertet. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird auf Gebietsebene nicht bewertet, da die Tiere im Schutzgebiet nicht auf ihren Gesundheitszustand untersucht sind, die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und eine Zuordnung untersuchter Totfunde auch aus benachbarten Küstenabschnitten auf bestimmte Meeresgebiete nicht möglich ist.

Insgesamt ist der „**Zustand der Population“** des Schweinswals im NSG „Fehmarnbelt“ 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 das Habitat kennzeichnende Merkmale bewertet. Anders als bei sessilen Organismen lassen sich für Schweinswale keine auf den Meeresboden bezogenen Habitatstrukturen definieren. Für die Bewertung ist vor allem die Beuteverfügbarkeit ausschlaggebend. Das Vorkommen von Schweinswalen ist mit dem Vorkommen ausreichender, insbesondere fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass allgemein Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine Bedeutung zukommt (Kapitel 3.6.1.1). Durch die Morpho- und Hydrodynamik des Fehmarnbelts treten kleinräumig wechselnde lokale Strömungsverhältnisse auf. Die Beeinflussung der Strömungen an Hängen und Großrippelfeldern im Gebiet führt zu hydrodynamischen Strukturen im Wasserkörper, die das Vorhandensein von Beutefischen begünstigen. Der Anteil intakter Habitate wird als „mittel“ angenommen, da sich die Bestände der Nahrungsorganismen Hering und Dorsch in der Ostsee in keinem günstigen Zustand befinden. Entsprechend der FFH-Bewertung für das Stratum FW (Abb. 31) wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** als gut **(B)** bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: In der Ostsee ist der Anteil an kleinen Fahrzeugen in der Stellnetzfischerei hoch. 2008 waren 66% der deutschen Ostseeflotte kleiner als 8 m und unterlagen nicht der Logbuchpflicht. Ohne VMS operierten 94% der Flotte (Fahrzeuge unter 15 m Länge) (Sell

et al. 2011). Somit geben die erfassten fischereilichen Nutzungen nur einen geringen Teil der Nutzungsintensität wieder. Die räumliche Nähe zu Häfen, von denen aus kleinere Fahrzeuge operieren sowie die Erfassung von Stöterbojen (Netzmarkierungen) auf Zählflügen können weitere Hinweise auf die fischereiliche Nutzung geben. Die Grundschleppnetzfischerei ist sehr heterogen verteilt und findet bezogen auf das Gesamtgebiet in einer mittleren Intensität statt (Kapitel 4.2.1). Die Intensität der pelagischen Schleppnetzfischerei ist gering (ICES 2016a; von Dorrien 2018) (Kapitel 4.2.2). Viele kleine Stellnetzkutter operieren aus Häfen rund um Fehmarn. In Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierte Netze (z. B. mit Pingern) sind lt. EU Verordnung 812/2004 im Gebiet nicht vorgesehen. Seit 2018 können einige Stellnetze im Rahmen einer freiwilligen Vereinbarung des Landes Schleswig-Holstein mit sogenannten Porpoise Alerts (PALs) ausgestattet sein, deren Einsatz jedoch nicht dokumentiert wird. Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können, sowie verschluckbare Netzteile sind eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kapitel 5.6.11). Somit wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kapiteln 6.4.5, 6.5.6 und 6.6.5 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Ostsee mit (C), wobei nach Schnitter et al. (2006) die Eutrophierung nicht mit berücksichtigt wurde. Diese wird in Kapitel 4.6.2 thematisiert. Die hohe Belastung der Ostsee mit Schadstoffen hat Auswirkungen auf die Fitness. Durch die Anreicherung von Umweltschadstoffen können Krankheiten und reproduktive Störungen ausgelöst oder begünstigt werden (zum Beispiel Siebert et al. 1999; Siebert et al. 2001; Das et al. 2006; Murphy et al. 2015; Sigray et al. 2015). Zwar kann dieser Effekt durch regional unterschiedliche Schadstoffbelastungen variieren, jedoch ist aufgrund ausgeprägter Wanderungen und Unterschieden in der Nahrungswahl keine gebietsspezifische Bewertung möglich. Es wird daher ein relevanter genereller Effekt durch Schadstoffeinträge unterstellt. Von der Berufsschifffahrt geht eine zusätzliche Belastung mit Schadstoffen und Abfällen aus. Eine viel befahrene Schifffahrtsstraße führt durch das NSG (Kapitel 4.1.1), wodurch insgesamt ein erhöhter Schadstoffeintrag in die Gewässer des Naturschutzgebietes zu erwarten ist (zum Beispiel CE Delft 2015). 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 (Kapitel 5.6.11). Eine in Bezug auf unterschiedliche Nutzungen detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.5.6, 6.6.5 und 6.15.4.

Der Fehmarnbelt ist eine Meerenge und stellt eine wichtige Wanderroute für Schweinswale dar. Fehmarnbelt und Fehmarnsund sind die beiden einzigen Meerengen, die die südliche Beltsee mit den östlicheren Teilen der Ostsee verbinden. Aufgrund der geringen Breite des Fehmarnsunds ist ein Ausweichen wandernder Schweinswale auf den Fehmarnsund nicht möglich. Das NSG „Fehmarnbelt“ ist damit als einziges Schutzgebiet im Naturraum Fehmarnbelt, in dem der Schweinswal Schutzgut ist, wichtiger Teil der Wanderroute.

Das NSG „Fehmarnbelt“ selbst ist relativ klein und wird nahezu auf der gesamten Länge von einer Hauptschifffahrtsroute durchzogen. Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch länger andauernden und häufigen kontinuierlichen Schall im Bereich der Schifffahrtswege auf. Wie gravierend sich Störungen durch Schiffslärm auf das Verhalten oder die Physiologie auswirken, ist nicht abschließend geklärt. Wisniewska et al. (2018) dokumentierten im Nahbereich sehr starke Vermeidereaktionen sowie ein unterbrochenes Jagdverhalten schon bei relativ geringen Pegeln (Kapitel 5.6.2). Herr (2009) konnte in den Verkehrstrennungsgebieten der südlichen Nordsee zeigen, dass die Schiffsdichte einen signifikanten Einfluss auf die Verteilung von Schweinswalen hat. So wurden im weiter nördlich liegenden VTG „Tiefwasserweg Deutsche Bucht Westansteuerung“ die Fahrspuren inklusive der Trennzone sowie ein nördlich angrenzender Streifen weitgehend gemieden, während eine Präferenz eines weiter südlich liegenden Bereichs außerhalb des VTG festgestellt wurde. Dass im VTG „Terschelling-Deutsche Bucht” kein vergleichbarer Effekt festgestellt wurde, deutet darauf hin, dass die Verteilung von Schweinswalen zusätzlich durch natürliche Faktoren (insbesondere Beuteverfügbarkeit) geprägt wird, die die Störungen überlagern können. Es ist also möglich, dass Tiere trotz intensiver Störungen im Gebiet bleiben, um Beuteressourcen ausbeuten zu können. FEMERN A/S (2013a) fanden im Bereich des NSG „Fehmarnbelt“ anhand einer Abnahme der Detektionshäufigkeit an akustischen Monitoringstationen in bis zu 1 km Entfernung zur Hauptschifffahrtsroute kleinräumige Ausweichbewegungen. Eine Überlagerung der von FEMERN A/S (2013a) modellierten Schweinswaldichten und der Lage der Hauptschifffahrtsrouten im NSG weisen jedoch darauf hin, dass darüber hinaus ein Zusammenhang zwischen Bereichen mit starkem Schiffsverkehr und deutlich geringeren Schweinswaldichten besteht, der jedoch zum Teil von anderen Umweltfaktoren überlagert ist.

Entscheidend für die hier durchgeführte Bewertung des Ist-Zustandes für das Unterkriterium Störungen auf Schutzgebietsebene ist, dass

- der Schifffahrtsweg auf nahezu der gesamten Länge durch das NSG führt und somit einen großen Teil der Fläche des Schutzgebietes betrifft und
- ein Zusammenhang zwischen Bereichen mit starkem Schiffsverkehr und deutlich geringeren Schweinswaldichten besteht (vergleiche die oben genannten Untersuchungen aus dem Fehmarnbelt sowie aus anderen Meeresgebieten).

Störungen in einem so kleinen Schutzgebiet wie dem NSG "Fehmarnbelt" betreffen somit das gesamte Schutzgebiet.

Die Bereiche der höchsten Schallimmissionen liegen damit im NSG, und das ganze NSG ist durch Schallimmissionen betroffen. Gemäß Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) ist aufgrund „mittlerer Intensitäten und/oder länger andauernd bzw. häufiger“ Störungen eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorzunehmen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Fehmarnbelt“ mit einem vorhandenen Telekommunikationskabel zwar technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen können aber als „vernach-

lässigbar“ eingestuft werden. Die Bewertungsergebnisse aller Unterkriterien sind analog zur FFH-Bewertung für das Stratum FW (Abb. 31). 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 (A)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-2)**.

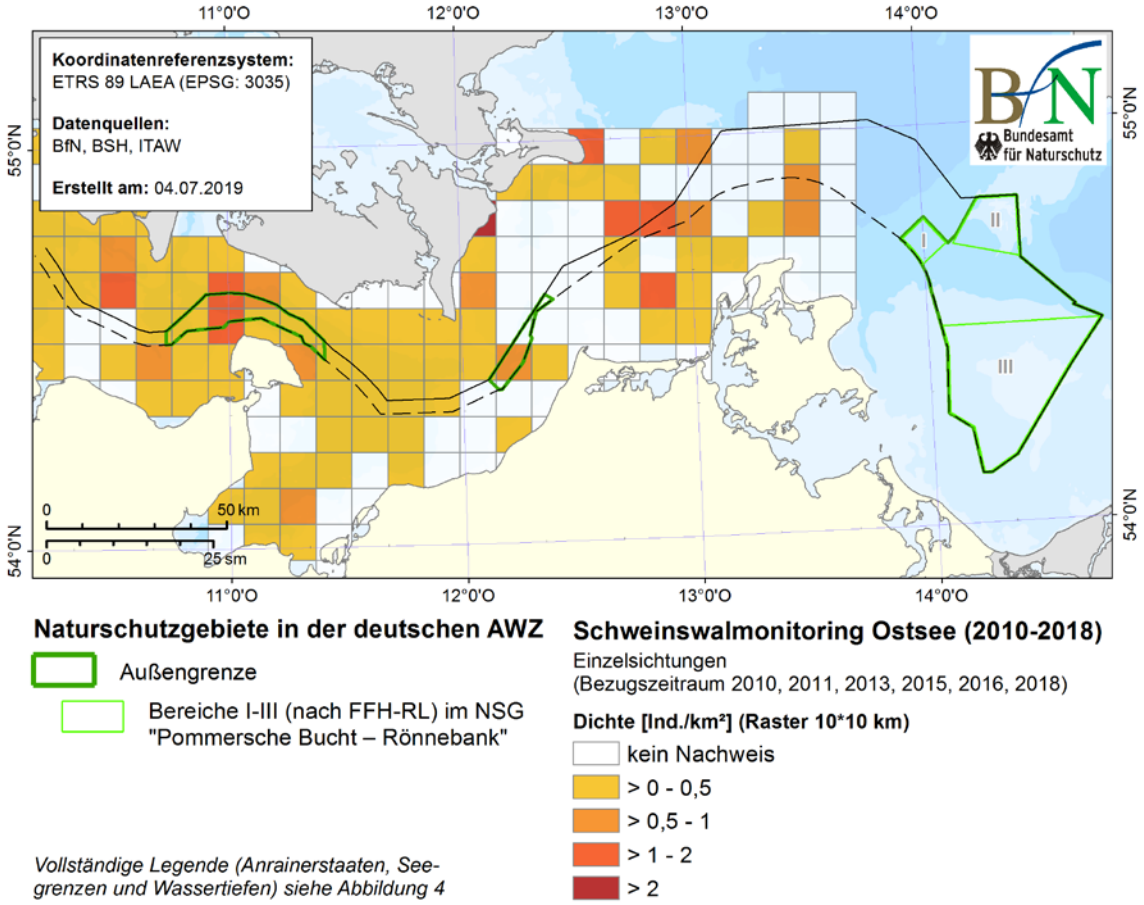


Abb. 35: Schweinswaldichten in der westlichen Ostsee im Zeitraum 2010 bis 2018.
Für die Bereiche östlich Rügen liegen aufgrund unterschiedlicher Erfassungsmethoden keine Dichteangaben vor (Kapitel 3.6.1.2).

NSG „Kadetrinne“

Das NSG „Kadetrinne“ liegt im Stratum FE (Abb. 31) und damit im Bereich ganzjähriger aber saisonal schwankender Schweinswalvorkommen mit nur geringen Dichten (Kapitel 3.6.1.2). Entsprechend der FFH-Bewertung auf Ebene des Stratums FE (Abb. 31), der im Bewertungszeitraum nur zwei Befliegungen zugrunde lagen, und dem Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium

„Zustand der Population“ mit lückenhaften bis vereinzelten Sichtungen als mittel bis schlecht (C) bewertet. Zur Fortpflanzungszeit wurde auf der Befliegung im Jahr 2015 ein Anteil von 14 % Mutter-Kalb-Gruppen (2 von 14) nachgewiesen, im Jahr 2016 gab es keine Sichtungen von Kälbern. Insgesamt werden Kälber in diesem Stratum nur gelegentlich registriert (Gilles et al. 2008), (Abb. 33). Daher wird das Unterkriterium „Populationsstruktur“ gemäß der FFH-Bewertung als mittel bis schlecht (C) bewertet. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird auf Gebietsebene nicht bewertet, da die Tiere im Schutzgebiet nicht auf ihren Gesundheitszustand untersucht sind, die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf bestimmte Meeresgebiete nicht möglich ist.

Insgesamt ist der „**Zustand der Population“** des Schweinswals im NSG „Kadetrinne“ auf Basis der Unterkriterien „Vorkommen“ und „Populationsstruktur“ mit **(C)** zu bewerten (Schnitter et al. 2006).

Das Kriterium „Habitatqualität“ wird in Bezug auf das Habitat kennzeichnende Merkmale bewertet. Anders als bei sessilen Organismen lassen sich für Schweinswale keine auf den Meeresboden bezogenen Habitatstrukturen definieren. Für die Bewertung ist vor allem die Beuteverfügbarkeit ausschlaggebend. Das Vorkommen von Schweinswalen ist mit dem Vorkommen ausreichender, insbesondere fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass allgemein Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine Bedeutung zukommt (Kapitel 3.6.1.1). In der Ostsee treten in horizontal durchströmten Bereichen wie dem Rinnensystem der Kadetrinne mit seinen Hängen und Blocksteinen kleinräumig wechselnde lokale Strömungsverhältnisse auf. Diese Besonderheiten in der Morpho- und Hydrodynamik führen zu hydrodynamischen Strukturen im Wasserkörper, die das Vorhandensein von Beutefischen begünstigen. Der Anteil intakter Habitate wird als „mittel“ angenommen, da sich die Bestände der Nahrungsorganismen Hering und Dorsch in der Ostsee in keinem günstigen Zustand befinden. Entsprechend der FFH-Bewertung für das Stratum FW (Abb. 31) wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** als gut **(B)** bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: In der Ostsee ist der Anteil an kleinen Fahrzeugen in der Stellnetzfischerei hoch. 2008 waren 66% der deutschen Ostseeflotte kleiner als 8 m und unterlagen nicht der Logbuchpflicht. Ohne VMS operierten 94% der Flotte (Fahrzeuge unter 15 m Länge). (Sell et al. 2011). Somit geben die erfassten fischereilichen Nutzungen nur einen geringen Teil der Nutzungsintensität wieder. Die räumliche Nähe zu Häfen, von denen aus kleinere Fahrzeuge operieren sowie die Erfassung von Stöterbojen (Netzmarkierungen) auf Zählflügen können weitere Hinweise auf die fischereiliche Nutzung geben. Die Intensität der Schleppnetzfischerei im Gebiet ist gering (ICES 2016a). Daneben werden in geringem Umfang Danish Seines (Snurrewaden) eingesetzt (von Dorrien 2018). Eine Fischereiaktivität mit Stellnetzen und Langleinen ist nicht mit VMS oder Logbüchern dokumentiert (von Dorrien 2018). In Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierter Netze (z. B. mit Pingern) sind lt. EU Verordnung 812/2004 für Fahrzeuge mit einer Länge über 12 m im ICES Untergebiet 24 vorgesehen, in dem das NSG liegt, jedoch ist nicht zu ermitteln, ob modifizierte Netze im Gebiet verwendet werden bzw. zu welchem Anteil die Netze mit

Pingern bestückt werden (Read et al. 2017). Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile sind eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kapitel 5.6.11). Aufgrund des geringen Umfangs der Fischerei im Gebiet wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kapiteln 6.4.5, 6.5.6 und 6.6.5 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Ostsee mit (C), wobei nach (Schnitter et al. 2006) die Eutrophierung nicht mit berücksichtigt wurde. Diese wird in Kapitel 4.6.2 thematisiert. Die hohe Belastung der Ostsee mit Schadstoffen hat Auswirkungen auf die Fitness. Durch die Anreicherung von Umweltschadstoffen können Krankheiten und reproduktive Störungen ausgelöst oder begünstigt werden (zum Beispiel Siebert et al. 1999; Siebert et al. 2001; Das et al. 2006; Murphy et al. 2015; Sigray et al. 2015). Zwar kann dieser Effekt durch regional unterschiedliche Schadstoffbelastungen variieren, jedoch ist aufgrund ausgeprägter Wanderungen und Unterschieden in der Nahrungswahl keine gebietsspezifische Bewertung möglich. Es wird daher ein relevanter genereller Effekt durch Schadstoffeinträge unterstellt. Von der Berufsschifffahrt geht eine zusätzliche Belastung mit Schadstoffen und Abfällen aus. Eine viel befahrene Schifffahrtsstraße führt durch das NSG (Kapitel 4.1.1), wodurch insgesamt ein erhöhter Schadstoffeintrag in die Gewässer des Naturschutzgebietes zu erwarten ist (zum Beispiel CE Delft 2015). 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 (Kapitel 5.6.11). Eine in Bezug auf unterschiedliche Nutzungen detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.5.6, 6.6.5 und 6.15.4.

Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch länger andauernden und häufigen kontinuierlichen Schall im Bereich der Schifffahrtswege auf. Für den Naturraum Kadetrinne liegen keine dem Fehmarnbelt vergleichbaren Untersuchungsergebnisse zur Meidung von Schiffen durch Schweinswale vor. Da die Intensität des Schiffsverkehrs in beiden Gebieten vergleichbar ist und beide Gebiete für Schweinswale vergleichbare Funktionen haben, gelten die Ausführungen zum NSG „Fehmarnbelt“ ebenfalls für das NSG „Kadetrinne“. Ein entscheidendes Kriterium für die hier durchgeführte Bewertung auf Schutzgebietsebene ist dabei, dass Störungen in einem so kleinen Schutzgebiet wie dem NSG „Kadetrinne“ nahezu das gesamte Schutzgebiet betreffen. Gemäß Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) ist aufgrund „mittlerer Intensitäten und/oder länger andauernd bzw. häufiger“ Störungen eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorzunehmen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Kadetrinne“ mit einem vorhandenen Telekommunikationskabel zwar technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen aber als „vernachlässigbar“ eingestuft werden können. Das **Kriterium „Beeinträchtigungen“** ist gemäß Bewertungsschema insgesamt mit **(C)** zu bewerten. Dies ergibt sich aus einer Bewertung in den Unterkriterien „Fischerei“ mit (B), „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)**.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich I, II, III und Komplexgebiet)

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt im Stratum G (Abb. 31) und gehört zum räumlichen Überlappungsgebiet (Kapitel 3.6.1.2), in dem Individuen beider Schweinswalpopulationen der Ostsee zu verschiedenen Zeiten vorkommen. In diesem Bereich sind in der Regel ganzjährig Schweinswale nur lückenhaft und in geringen Dichten anwesend (Kapitel 3.6.1.2). In Abhängigkeit günstiger Beuteverfügbarkeit kann es aber zu einem invasionsartigen Auftreten auch größerer Anzahlen kommen (Scheidat et al. 2008). Gemäß den Vorgaben des Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird das Unterkriterium „Vorkommen“ zum Kriterium „Zustand der Population“ als mittel bis schlecht (C) bewertet. Mutter-Kalb-Gruppen sind bislang nicht nachgewiesen. Daher wird das Unterkriterium „Populationsstruktur“ als mittel bis schlecht (C) bewertet. Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass sich die Population der zentralen Ostsee zur Reproduktionszeit in einem Bereich südlich der Insel Gotland konzentriert. Die Individuen der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat wandern verstärkt ab dem Spätsommer (nach der Beendigung der Geburtenperiode) in den Bereich östlich Rügens ein, wobei Detektionen im Zeitraum von 2002 bis 2012 zunahmen (Benke et al. 2014; ASCOBANS 2016). Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird auf Gebietsebene nicht bewertet, da die Tiere im Schutzgebiet nicht auf ihren Gesundheitszustand untersucht sind, die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf bestimmte Meeresgebiete nicht möglich ist.

Insgesamt ist der **„Zustand der Population“** des Schweinswals im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf Basis der Unterkriterien „Vorkommen“ und „Populationsstruktur“ mit **(C)** zu bewerten (Schnitter et al. 2006).

Das Kriterium „Habitatqualität“ wird in Bezug auf das Habitat kennzeichnende Merkmale bewertet. Anders als bei sessilen Organismen lassen sich für Schweinswale keine auf den Meeresboden bezogenen Habitatstrukturen definieren. Für die Bewertung ist vor allem die Beuteverfügbarkeit ausschlaggebend. Das Vorkommen von Schweinswalen ist mit dem Vorkommen ausreichender, insbesondere fettreicher Nahrungsfische verknüpft, so dass Frontensystemen oder nährstoffreichen Auftriebszonen eine Bedeutung zukommt (Kapitel 3.6.1.1). Der Übergang aus dem wesentlich tieferen Arkonabecken zur Oderbank und die aufragenden Moränenhügel im Bereich Adlergrund und Rönnebank begünstigen das Auftreten von Fronten. Der Anteil intakter Habitate wird als „mittel“ angenommen, da sich die Bestände der Nahrungsorganismen Hering und Dorsch in der Ostsee in keinem günstigen Zustand befinden. Entsprechend der FFH-Bewertung für die Strata FW und FE (Abb. 31) (für G liegt keine FFH-Bewertung in Bezug auf den Schweinswal vor) wird daher das **Kriterium „Habitatqualität“** als gut **(B)** bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: In der Ostsee ist der Anteil an kleinen Fahrzeugen in der Stellnetzfischerei hoch. 2008 waren 66% der deutschen Ostseeflotte kleiner als 8 m und unterlagen nicht der Logbuchpflicht. Ohne VMS operierten 94% der Flotte (Fahrzeuge unter 15 m Länge). (Sell et al. 2011). Somit geben die erfassten fischereilichen Nutzungen nur einen geringen Teil der Nutzungsintensität wieder. Die räumliche Nähe zu Häfen, von denen aus kleinere Fahrzeuge operieren sowie die Erfassung von Stöterbojen (Netzmarkierungen) auf Zählflügen können weitere Hinweise auf die fischereiliche Nutzung geben. Die Fischerei mit Grundschleppnetzen erstreckt sich über große Teile des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Lediglich die Oderbank (im Bereich III des Komplexgebietes) ist gemäß EU-Verordnung 2187/2005 von dieser Fischerei ausgenommen. Die Intensität der Schleppnetzfischerei im Gebiet ist bezogen auf das gesamte NSG mittelstark. Die Intensität der Stellnetzfischerei ist hoch. Die bekannte Fischereiaktivität mit Stellnetzen und Langleinen findet vor allem durch polnische Fischer im Osten des Gebietes statt (von Dorrien 2018). Viele kleine Stellnetzkutter operieren aus Häfen rund um Usedom und Rügen. In Bezug auf eine Senkung des Beifangrisikos modifizierter Netze (z. B. mit Pingern) sind lt. EU Verordnung 812/2004 für Fahrzeuge mit einer Länge über 12 m im ICES Untergebiet 24 vorgesehen, in dem das NSG liegt, jedoch ist nicht zu ermitteln, zu welchem Anteil die Netze im NSG mit Pingern bestückt werden (Read et al. 2017). Aufgrund ihrer Vertreibungswirkung sind Pinger gerade in Schutzgebieten umstritten (Beest et al. 2017; BMEL & BMUB 2017) (Kapitel 5.6.6). Geisternetze, in denen Schweinswale sich verfangen können sowie verschluckbare Netzteile sind eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kapitel 5.6.11). Somit wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kapiteln 6.4.5, 6.5.6 und 6.6.5 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Ostsee mit (C), wobei nach (Schnitter et al. 2006) die Eutrophierung nicht mit berücksichtigt wurde. Diese wird in Kapitel 4.6.2 thematisiert. Die hohe Belastung der Ostsee mit Schadstoffen hat Auswirkungen auf die Fitness. Durch die Anreicherung von Umweltschadstoffen können Krankheiten und reproduktive Störungen ausgelöst oder begünstigt werden (zum Beispiel Siebert et al. 1999; Siebert et al. 2001; Das et al. 2006; Murphy et al. 2015; Sigray et al. 2015). Zwar kann dieser Effekt durch regional unterschiedliche Schadstoffbelastungen variieren, jedoch ist aufgrund ausgeprägter Wanderungen und Unterschieden in der Nahrungswahl keine gebietsspezifische Bewertung möglich. Es wird daher ein relevanter genereller Effekt durch Schadstoffeinträge unterstellt. Fischerei führt durch Verschleiß von Netzen und Verluste von Fanggeräten und anderen Gegenständen zu Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verstricken können (Kapitel 5.6.11). Eine in Bezug auf unterschiedliche Nutzungen detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.5.6, 6.6.5 und 6.15.4.

Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch kontinuierlichen Schall von Schiffen und Schleppgeschirren auf. Während der Verlegearbeiten

der „Nord Stream“-Pipeline von April 2010 bis September 2012 kamen baubedingte Störungen hinzu. Schiffsverkehr im Zusammenhang mit dem OWP „Wikinger“ (Baubeginn März 2016) in der Nachbarschaft des Schutzgebietes, der zum Teil durch das Schutzgebiet führte (Abb. 42), lag nur zum Teil im Bewertungszeitraum (2011 bis 2016) und fließt in die Bewertung ein. Gemäß Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (B) vorzunehmen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ mit zwei vorhandenen Telekommunikationskabel und der „Nord Stream“-Pipeline technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen allein durch ihr Vorhandensein aber als „vernachlässigbar“ eingestuft werden können. 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 (C-B-C) ergibt gemäß LANA (2001) den **Ist-Zustand (C)**. Der Abgleich von **Soll-Zustand (A)** und Ist-Zustand ergibt somit ein **Defizit von (-2)** (BfN 2017).

3.6.2 Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*)

3.6.2.1 Biologie

Gegen Ende des 19. Jahrhunderts gab es ostseeweit eine mit Prämienzahlungen unterstützte Ausrottungskampagne gegenüber Kegelrobben. Sie wurden als Fischereischädlinge verfolgt, weil sie zu wirtschaftlichen Schäden in der durch einen mit der Modernisierung von Hochseeflotten einhergehenden Preisverfall in Mitleidenschaft gezogenen Stellnetzfischerei führten, indem sie den in Netzen oder Langleinen gefangenen Fisch verzehrten. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts betrug der geschätzte Ostseebestand ca. 80.000 bis 100.000 Tiere (von Nordheim et al. 2019 (im Druck)). Zu dieser Zeit kamen Kegelrobben entlang der deutschen Ostseeküste noch regelmäßig vor. Durch weitere Verfolgung brachen die Bestände schließlich ein (Schwarz et al. 2003). Eine ostseeweite Reduzierung fand seit den 1950er bis in die 1970er bzw. in den 1980er Jahren durch Organohalogene (vor allem PCB und DDT) statt, die durch pathologische Veränderungen am Uterus die Reproduktion beeinträchtigten (Helle et al. 1976). In dieser Zeit schrumpfte der Bestand ostseeweit auf nur noch ca. 2.500 Kegelrobben. Mit dem Verbot dieser Schadstoffe und der allgemeinen Jagd auf Kegelrobben durch die Helsinki-Konvention wuchsen die Bestände wieder an, so dass bei ostseeweiten Zählungen im Mai und Juni 2016 über 30.000 Kegelrobben gezählt wurden, die meisten in Finnland, Nord- und Mittelschweden. Die durchschnittliche jährliche Wachstumsrate des Ostseebestandes zwischen 2003 und 2016 betrug 5,3 % (HELCOM 2018d). Unter dem anhaltenden Populationsdruck in der nördlichen Ostsee zeigen auch die Kegelrobbenbestände in der südlichen Ostsee ein langsames und stetiges Wachstum (LUKE 2017). In 2016 wurden insgesamt während des Fellwechsels in Polen 46 Tiere und in Dänemark 589 Tiere

gezählt (LUKE 2017). 2019 fand erstmals auch in Deutschland eine Zählung zum Fellwechsel statt, hierbei wurden 43 Tiere gezählt (Dt. Meeresmuseum, unveröffentlichte Daten). Alle Kegelrobben in der Ostsee werden zur selben Managementeinheit gezählt und stellen eine eigene Subpopulation (*H. g. grypus*) dar (Olsen et al. 2016).

Kegelrobbenweibchen können in der Ostsee bis zu 40 Jahre alt werden (Harding et al. 2007). Sie 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; Harding et al. 2007). 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; Strehlow & Krumme 2017). Der jährliche Anteil adulter Weibchen, die trächtig werden, liegt in der Ostsee im Durchschnitt (2011 bis 2016) mit 83 % unter dem Schwellenwert von 90 %, der für eine gesunde wachsende Population als repräsentativ erachtet wird (HELCOM 2018e). Die Tragzeit dauert 8 Monate. Allerdings kommt es zu einer um 3 Monate verzögerten Einnistung des Embryos, so dass Jungtiere 11 Monate nach der Paarung zur Welt kommen. In der Ostsee liegt die Geburtsperiode zwischen Februar und März (Kauhala et al. 2014). 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 und dort gesäugt werden. Die Sterblichkeit der Jungen ist besonders hoch und kann in den ersten Lebenswochen in einigen Kolonien bis zu 60 % betragen. Dieses ist unter anderem abhängig von anthropogenen Störungen oder 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). In der Ostsee wurde eine Jungensterblichkeit (bis zur Entwöhnung) von ca. 2 % (in Kolonien auf Eis) bis 30 % (in Kolonien an Land) festgestellt (Harding et al. 2007). Ein Kegelrobbenweibchen säugt ihr Junges durchschnittlich 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). Der derzeitige Wiederbesiedlungsprozess in der südlichen Ostsee folgt lokal spezifischen Mustern, indem neue Standorte bis zu zehn Jahre lang von einzelnen Tieren besucht werden, danach nehmen die Zahlen langsam zu. Schließlich beginnen die Zahlen der subadulten und adulten Robben stark zu steigen und es werden einige Welpen geboren. Nach etwa fünf bis zehn Jahren nimmt die Zahl der Welpen deutlich zu. Einige der Liegeplätze werden sowohl für Geburten als auch für den Haarwechsel genutzt (HELCOM 2018a). Besonders in den ufernahen Gewässern der Greifswalder Oie, in denen derzeit die Zahlen subadulter Kegelrobben stark ansteigen, ist dieser Prozess gut zu beobachten (Abb. 37). Auf der Untiefe „Großer Stubber“ wurde die positive Bestandsentwicklung 2017 möglicherweise durch 23 Totfunde von vermutlich in der Nähe in einer Reuse ertrunkenen Kegelrobben zunächst verlangsamt. Auch sind die Bedingungen auf dem Großen Stubber weniger günstig als an der Oie (Westphal 2019).

In der Ostsee wurde bei Kegelrobben ein hohes Maß an Ortstreue in den Sommermonaten, selbst über mehrere Jahre, festgestellt, denn die Tiere suchten bestimmte Nahrungsgebiete als „Central Place Foragers“[84] regelmäßig wiederkehrend auf (Kastak et al. 1999). In der „Freiwassersaison“ im Sommer und Herbst wurden bei männlichen mit Satellitensendern ausgestatteten „ortstreuen“ Kegelrobben in Finnland durchschnittlich 4,3 Liegeplätze innerhalb eines Radius von durchschnittlich 120 km regelmäßig genutzt. Sie suchten wiederholt eng abgegrenzte Gebiete (active core areas) zur Nahrungssuche zum Beispiel an Flussmündungen oder Flachwasserbereichen auf. Die Entfernungen waren im Finnischen Meerbusen kleiner als im Bottnischen Meerbusen. Weiter umherstreifende Individuen wurden bis zu ca. 400 bzw. 800 km vom Fangplatz entfernt registriert (Oksanen et al. 2014). Insbesondere zur Jungenaufzucht im Winter und zur Zeit des Haarwechsels (Mai bis Juni) verbringen Kegelrobben viel Zeit an Land.

Bei Kegelrobben wurden Tauchgänge in Wassertiefen über 300 m nachgewiesen (Hall & Thompson 2009), jedoch nutzen sie zum Beutefang in der Ostsee vor allem Flachwasserbereiche unter 30 m sowie unterseeische Hänge und Riffe (Schwarz et al. 2003; Oksanen et al. 2014). Sie jagen vorwiegend am Meeresgrund. Die Beute variiert vor allem in Abhängigkeit vom Lebensalter oder der geographischen Region. Das breite Beutespektrum ist dominiert von Heringen und Sprotten. Im Norden der Ostsee gehören auch Maränen zu den Hauptbeutearten, im Süden der Ostsee Sandaale, Plattfische und Dorsch. Jungtiere fressen in höherem Maße als Alttiere auch kommerziell nicht genutzte Arten wie Aalmutter, Seeskorpion oder Grundeln (Lundström et al. 2010; Hansson et al. 2017).

Kegelrobben erzeugen unter Wasser tieffrequente röhrende oder gutturale Laute sowie Klick- und Klopfgeräusche 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 vor allem durch die Knochen zum Innenohr geleitet. Über das Hörvermögen von Kegelrobben unter Wasser gibt es bislang keine Untersuchungen. An der Luft wurde aber 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 deutschen Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Datengrundlage für das Vorkommen von Kegelrobben in der deutschen AWZ der Ostsee ist lückenhaft, da sie nur an bestimmten Küstenabschnitten gezielt erfasst werden. Systematische flugzeuggestützte Zählungen auf See gibt es nicht. Auch wäre dabei eine sichere Unterscheidung auf Artniveau in Bezug auf den Seehund oft nicht gegeben. Durch

[84] Jagdstrategie, bei der Robben von einem zentralen Ort aus gezielt Nahrungsgebiete mit hohen Beutekonzentrationen aufsuchen (siehe Glossar).

die unregelmäßigen Tauchgänge liegt kein Korrekturfaktor für die Hochrechnung vor, aus dem die zum Beispiel auf Vogelzählungen gewonnenen Sichtungsdaten entsprechend verwertet werden könnten. Offshore-Positionen liegen von nur wenigen in Polen mit Satellitensendern ausgerüsteten Individuen vor. Diese betreffen in der deutschen Ostsee vor allem die Pommersche Bucht, aber auch den Bereich der Kadetrinne, Mecklenburger Bucht und den Raum des Fehmarnbelts (Herrmann & Krause 2000). Regelmäßig und zunehmend genutzte Aufenthaltsplätze finden sich auf dem Großen Stubber, um die Inseln Greifswalder Oie und Ruden sowie der temporär trocken fallenden Sandbank Lieps in der Wismarbucht (Abb. 36 und Abb. 37).

Von diesen Gebieten aus können die Tiere auf Beutezügen alle NSG in der deutschen AWZ der Ostsee erreichen. Die größten Ansammlungen finden sich im Greifswalder Bodden von Februar bis April. Von Mitte Mai bis Mitte Juni ist die Präsenz am geringsten. Auf der Greifswalder Oie werden überwiegend vermutlich noch nicht geschlechtsreife männliche Jungtiere gesichtet (Herrmann & Krause 2000). Die nächsten Liegeplätze, auf denen Kegelrobben regelmäßig reproduzieren, finden sich im Bereich des Rødsandes (zwischen den dänischen Inseln Lolland und Falster) und Måkläppen im Südwesten von Schonen (Teilmann et al. 2006). Im März 2018 wurde an der deutschen Ostseeküste auf Rügen die erste unzweifelhafte Kegelrobbengeburt in neuerer Zeit verzeichnet (von Nordheim et al. 2019 (im Druck)). Auch werden auf der Greifswalder Oie mittlerweile einzelne Tiere beim Haarwechsel beobachtet (Westphal 2019) (Abb. 37).

Die Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee sind aufgrund des Fehlens von trockenfallenden Liegeplätzen nicht als Reproduktionshabitate geeignet, insbesondere das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ weist aber eine Funktion als Nahrungs- und Wanderhabitat auf.

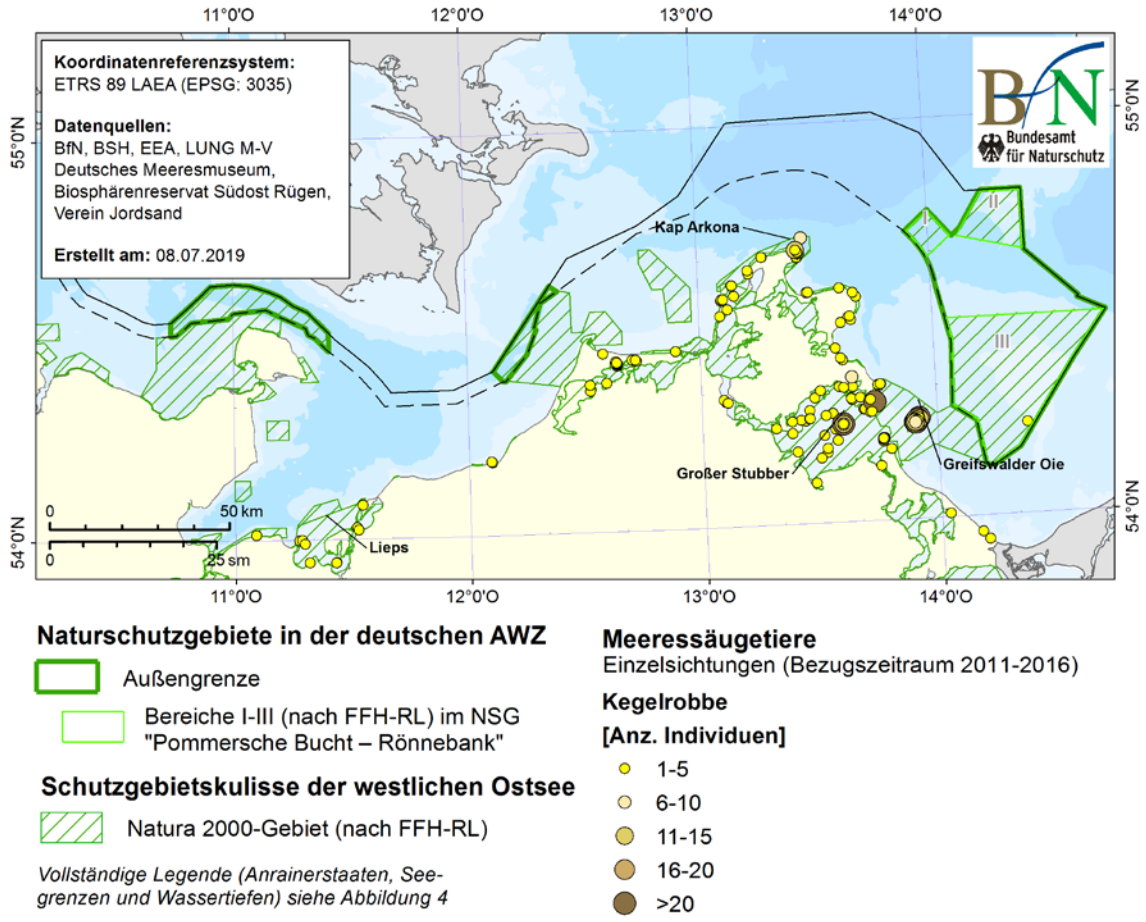


Abb. 36: Darstellung des Kegelrobbenbestandes auf Liegeplätzen an der deutschen Ostseeküste für den Zeitraum 2011 bis 2016.

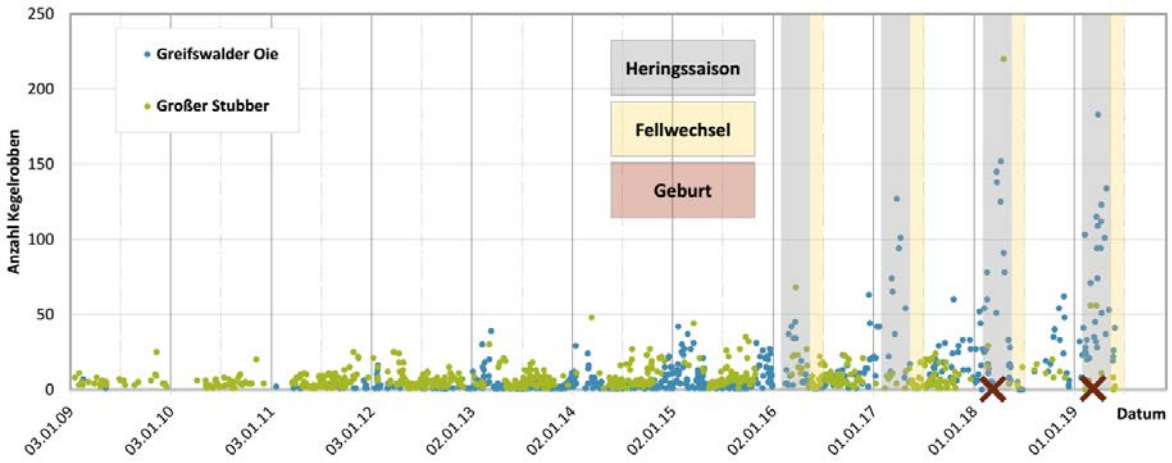


Abb. 37: Entwicklung des Kegelrobbenbestandes bei der Greifswalder Oie und dem Großen Stubber von 2009 bis 2019. Die roten Symbole (X) stehen für die ersten nachgewiesenen Kegelrobbengeburten auf Rügen und der Insel Poel im März 2018 und März 2019.
Daten: Deutsches Meeresmuseum, BfN, Biosphärenreservat Südost Rügen, Verein Jordsand, Land MV

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Kegelrobben treten im Bereich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf. Über die Häufigkeit der Nutzung des Gebietes ist nichts bekannt. Es ist anzunehmen, dass die saisonale Habitatnutzung etwa der Nutzung der Liegeplätze im Greifswalder Bodden folgt. Darüber hinaus kann das NSG auf Langstreckenwanderungen von anderen Liegeplätzen wie Rødsand, Måkläppen, Utklippan (Karlskrona), Christiansø oder der Vistulamündung (Danziger Bucht) aufgesucht werden.

3.6.2.3 Ökologische Funktionen

Kegelrobben sind durch ihre piscivore Lebensweise in der Ostsee Topprädatoren. Sie nutzen lokal konzentrierte Beutevorkommen und unternehmen dazu längere Nahrungsausflüge zwischen Liegeplätzen und den zum Teil in beträchtlicher Küstenentfernung liegenden Nahrungshabitaten.

Dem NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kommt als Nahrungshabitat mit fischreichen sandigen Hangstrukturen, Flachwasserbereichen und Riffen in geringer Entfernung zu den Liegeplätzen im Bereich des Greifswalder Boddens 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 in der Ostsee eine wichtige Trittsteinfunktion in der südlichen Ostsee. Die Vernetzung mit benachbarten Schutzgebieten, vor allem im Bereich Greifswalder Bodden ist daher von wichtiger Bedeutung.

3.6.2.4 Soll-Zustände

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Wie im Abschnitt „Ökologische Funktionen“ (Kapitel 3.6.2.3) dargelegt, weist das Schutzgebiet günstige *Nahrungshabitate* auf und kann als Wanderhabitat eine wichtige Trittsteinfunktion auf großräumigen Migrationen erfüllen. Funktionell bildet das Gebiet eine Einheit mit den benachbarten Schutzgebieten in den Küstengewässern (zum Beispiel FFH-Gebiet „Greifswalder Boddenrandschwelle und Teile der Pommerschen Bucht“), in denen Liegeplätze und weitere Nahrungshabitate von Kegelrobben liegen. Aufgrund der engen Verzahnung mit den Ruheplätzen wird die Bedeutung des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ für die Nahrungssuche und Wanderungen im räumlichen Kontext der biogeographischen Region und der gesamten deutschen AWZ der Ostsee als hoch eingestuft. **Aufgrund dieser hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.6.2.5 Ist-Zustände und Defizite

Die Bewertung des Ist-Zustandes der Kegelrobbe erfolgt soweit möglich analog zur FFH-Bewertung (BfN 2019) anhand der Kriterien „Zustand der Population“, „Habitatqualität“ und „Beeinträchtigungen“. Zur Bewertung des Kriteriums „Beeinträchtigungen“ werden

zusätzlich einige der Ergebnisse aus dem HELCOM „State of the Baltic Sea“-Report (HELCOM 2018f) und die Bewertung Nach Art. 8 MSRL aus dem Jahr 2018 (BMU 2018) herangezogen.

Für die Kegelrobbe erfolgt die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ auf biogeographischer Ebene, da der Bestand der gesamten Ostsee als eine Managementeinheit betrachtet wird und eine Analyse auf Gebietsebene nicht möglich ist. Für die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ ist ausschließlich das Unterkriterium „Populationsstruktur“ maßgeblich. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird auf Gebietsebene nicht bewertet, da die Tiere im Schutzgebiet nicht auf ihren Gesundheitszustand untersucht sind, die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf bestimmte Meeresgebiete nicht möglich ist. Auch die Entwicklung eines entsprechenden HELCOM CORE Indikators ist noch nicht abgeschlossen. Liege- und Wurfplätze kommen in den NSG in der deutschen AWZ der Ostsee nicht vor, so dass dieses Unterkriterium nicht bewertet werden kann. Abweichend vom FFH-Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird daher zusätzlich das Unterkriterium „Wachstumsrate und Abundanz“ herangezogen. Grundlage ist der HELCOM CORE Indikator „Population trends and abundance of seals“ (HELCOM 2018d).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II und Komplexgebiet)

Das Kriterium **„Zustand der Population“** wird auf Basis des Unterkriteriums Populationsstruktur (Altersgruppen- bzw. Geschlechterzusammensetzung in Bezug auf die natürliche Zusammensetzung) als mittel bis schlecht **(C)** bewertet. Aufgrund der bislang ungeklärten Bedeutung der Reproduktion[85] an der deutschen Ostseeküste wird das Kriterium „Population“ in der aktuellen FFH Bewertung (BfN 2019) mit XX (unbekannt) bewertet. Derzeit erfolgt eine Wiederbesiedlung der Küsten der südlichen Ostsee, die jedoch noch nicht abgeschlossen sein dürfte. Die Alterszusammensetzung gesichteter Tiere („überwiegend Jungbullen“ auf den Liegeplätzen an der Greifswalder Oie, Herrmann & Krause (2000)) unterscheidet sich deutlich von der sich reproduzierender Kolonien in der nördlichen Ostsee. Die Populationsgröße ist gering und unterliegt starken saisonalen Schwankungen. Eine „weitgehend natürliche Zusammensetzung der Population“ ist bislang nicht gegeben, so dass eine Bewertung nach (Schnitter et al. 2006) mit (C) erfolgt. Ostseeweit ist zwar die Abundanz und auch die Wachstumsrate als „gut“ anzusehen (HELCOM 2018d). Jedoch gibt es in der Abundanz ein sehr ausgeprägtes Nord-Süd-Gefälle und die beobachteten Wachstumsraten gelten für die Gesamtpopulation, die von den Tieren bestimmt wird, die unter den optimaleren Bedingungen in der nördlichen Ostsee leben. Die Liegeplätze in Deutschland sind auf Zuwanderung von Kegelrobben oder anderen Robbenarten angewiesen.

[85] Insgesamt vier erstmalige Funde bzw. Sichtungen von maximal wenige Wochen alten im Spätwinter 2018 geborenen Jungtieren um Rügen und Usedom (von Nordheim et al. 2019) zeigen, dass die Population sich hier zu reproduzieren beginnt. Dieser Trend setzte sich 2019 fort.

Das Kriterium **„Habitatqualität“** wird in der aktuellen FFH-Bewertung (BfN 2019), insbesondere aufgrund der nur geringen Anzahl genutzter störungsarmer Liegeplätze bzw. potenzieller Reproduktionsgebiete (Schwarz et al. 2003) mit U1 (ungünstig-unzureichend) bewertet. Diese Bewertung ist jedoch für Gebiete in der AWZ nicht maßgeblich, weil dort Liege- und Wurfplätze im vollständig wasserbedeckten NSG nicht vorkommen können, so dass dieses Unterkriterium im NSG nicht bewertet werden kann. Insofern ist nur das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ bezüglich seiner Nähe zu Liegeplätzen und im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen ausschlaggebend. Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt innerhalb des Entfernungsbereichs, der von Kegelrobben (hier von den Liegeplätzen im Greifswalder Bodden und auf der Greifswalder Oie, Kapitel 3.6.2.2) typischerweise zur Nahrungssuche genutzt wird und enthält potenziell günstige Nahrungshabitate, vor allem im Bereich von Riffen und Sandbänken. Jedoch befinden sich die Bestände ihrer zu bestimmten Zeiten besonders intensiv gefressenen Nahrungsorganismen Hering und Dorsch in der Ostsee in keinem günstigen Zustand. Das **Kriterium „Habitatqualität“** wird daher als gut **(B)** bewertet. Diese Bewertung gilt für das gesamte Komplexgebiet.

Die Bewertung des Kriteriums **„Beeinträchtigungen“** erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Die Fischerei mit Grundschleppnetzen erstreckt sich über große Teile des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Lediglich die Oderbank (im Bereich III des Komplexgebietes) ist gemäß EU-Verordnung 2187/2005 von dieser Fischerei ausgenommen. Die Intensität der Schleppnetzfischerei im Gebiet ist bezogen auf das gesamte NSG mittel, wenngleich in Teilgebieten eine hohe Intensität auftritt. Die Intensität der Stellnetzfischerei ist hoch, wodurch das Risiko von Beifängen gegeben ist. Zum Fischereiaufwand durch Fahrzeuge < 10 m Länge und zur Nebenerwerbsfischerei lassen sich aufgrund fehlender Logbuchverpflichtung allerdings keine genauen Aussagen treffen. Nicht zuletzt sind Stellnetze und „Geisternetze“, in denen Kegelrobben sich nachweislich verfangen können, sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kapitel 5.6.11). Somit wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kapiteln 6.4.5, 6.5.6 und 6.6.5 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Ostsee mit (C), wobei nach Schnitter et al. (2006) die Eutrophierung nicht mit berücksichtigt wurde. Diese wird in Kapitel 4.6.2 thematisiert. Die hohe Belastung der Ostsee mit Schadstoffen (HELCOM 2018f) hat Auswirkungen auf die Fitness. Durch die Anreicherung von Umweltschadstoffen können Krankheiten und reproduktive Störungen ausgelöst oder begünstigt werden (Helle et al. 1976; Debier et al. 2003; Kakuschke & Prange 2007; Roos et al. 2012). Auch das Bewertungsergebnis des HELCOM CORE Indikators „Reproductive status of seals“ weist nicht auf einen guten Zustand hin, da die Reproduktionsrate im Durchschnitt der Jahre 2011 bis 2016 unter dem Schwellenwert von 90 % liegt (HELCOM 2018e). Aufgrund regional unterschiedlicher Belastungen der Ostsee mit Schadstoffen ist anzunehmen, dass bevorzugte Aufenthaltsgebiete und Nahrungswahl individuelle Unterschiede in der

Belastung hervorrufen können. Fischerei führt durch Eintrag von Verschleißprodukten von Netzen und Verluste von Fanggeräten und anderen Gegenständen zu Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verfangen können (Kapitel 5.6.11). Eine in Bezug auf unterschiedliche Nutzungen detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.5.6, 6.6.5 und 6.15.4.

Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch kontinuierlichen Schall von Schiffen auf. Während der Verlegearbeiten der „Nord Stream"-Pipeline von April 2010 bis September 2012 kamen baubedingte Störungen hinzu. Rammarbeiten an den OWPs „Wikinger" (Baubeginn März 2016) und „Arkona Becken Südost" (Baubeginn August 2017) in der Nachbarschaft des Schutzgebietes und baubedingter Schiffsverkehr, der zum Teil durch das Schutzgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank" führte (Abb. 42), lagen nur zum Teil im Bewertungszeitraum (2011 bis 2016) und fließen in die Bewertung ein. Gemäß Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen" mit (B) vorzunehmen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe" wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" mit zwei vorhandenen Telekommunikationskabeln und der „Nord Stream"-Pipeline technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen nur allein durch ihr Vorhandensein nach jetziger Kenntnislage aber als „vernachlässigbar" eingestuft werden können.

Das Unterkriterium „Verlärmung im Nahrungshabitat" wird mit (B) bewertet, was sich aus einer geringen Intensität und Häufigkeit im Bewertungszeitraum 2010 bis 2015 ergibt. Lärmbedingte Störungen und technische Eingriffe werden in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.11.4, 6.13.4 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 (B), „technische Eingriffe" mit (B) und „Verlärmung im Nahrungshabitat" mit (B). Die Bewertung dieses Kriteriums richtet sich dabei nach der schlechtesten Bewertung in allen Unterkriterien (Schnitter et al. 2006).

Die Gesamtbewertung des Ist-Zustandes 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).

3.6.3 Seehund (*Phoca vitulina*)

3.6.3.1 Biologie

Die Seehunde in der Ostsee werden in drei Managementeinheiten eingeteilt, von denen die Population der südwestlichen Ostsee und die des Kattegats miteinander verbunden sind. Eine von diesen vollständig separate Population kommt im Kalmarsund (Schweden) vor (Olsen et al. 2014; HELCOM 2018f). In der westlichen Ostsee kommen Seehunde in vielen kleineren über ein großes Gebiet verteilten Kolonien vor (Del Hoyo et al. 1992). Die

deutsche AWZ und das Küstengewässer gehören zum Aktionsbereich der Seehunde, die in Dänemark und Südschweden ihre Liegeplätze haben (Harder 2011).

Seehunde halten sich in der Fortpflanzungs- und Haarwechselperiode (Juni bis September) längere Zeit auf Sandbänken, Stränden oder Inseln auf (Reijnders et al. 1997; Dietz et al. 2003). Als „Central Place Foragers" suchen Seehunde von einem zentralen Ort aus meist regelmäßig über längere Zeiträume gezielt Nahrungsgebiete mit hohen Beutekonzentrationen auf. Die durchschnittliche Entfernung dieser Nahrungsgebiete von den Liegeplätzen variiert zwischen unterschiedlichen Seegebieten (Thompson & Miller 1990; Tollit et al. 1998; Dietz et al. 2003; Adelung et al. 2004; Thomsen et al. 2006; Adelung et al. 2007; Cunningham et al. 2009). Von ausgewachsenen Seehunden regelmäßig aufgesuchte Nahrungsgebiete in der Nordsee sind oft Sandbänke oder Riffe in 10 bis 50 m Tiefe in einer Küstenentfernung von 20 bis 40 km und einer Entfernung von den Ruheplätzen bis zu 70 km. Beutezüge können dabei wenige Tage bis ca. 2 Wochen dauern (Adelung et al. 2004; Adelung et al. 2007). In der Ostsee wurden deutliche Unterschiede in der Habitatnutzung durch Seehunde auf verschiedenen Liegeplätzen gefunden. (Dietz et al. 2003) zeigten durch Besenderung von Seehunden auf dem Rødsand (südlich der Insel Falster, Dänemark), dass die Tiere dort sehr ortstreu sind und sich im Radius von bis zu 50 km vom Liegeplatz entfernen. Steinriffe, aber auch sandige Bereiche im Flachwasser rund um die Liegeplätze auf dem Rødsand und der etwa 15 km weiter westlich gelegenen Kolonie Vitten/Skrollen wurden auf den Beutezügen regelmäßig aufgesucht. Auch wurden Bewegungen in den Fehmarnbelt registriert. Auf Anholt, dem wichtigsten Liegeplatz im Kattegat, waren die registrierten Bewegungen besenderter Seehunde deutlich größer (Dietz et al. 2013). Die maximale registrierte Entfernung betrug 249 km. Die jeweils über eine Woche gemittelte Entfernung vom Liegeplatz nahm dabei mit dem Alter ab. Während Jährlinge sich noch durchschnittlich 85 km entfernten, waren es bei subadulten Tieren 35 km und bei adulten Tieren nur noch 20 km. Die Größe der Streifgebiete nahm ab dem Sommer deutlich zu und hatte im Winter die größte Ausdehnung.

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 wahr (Dehnhardt & Bleckmann 1998). Saisonal als Folge variabler Beuteverfügbarkeit, aber auch individuell zwischen einzelnen Tieren oder Kolonien ergeben sich Unterschiede im Beutespektrum. In Nahrungsuntersuchungen an Seehunden im Limfjord und Rødsand wurden 17 bzw. 20 Beutefischarten festgestellt (Andersen et al. 2007). Hering spielt im Limfjord vor allem zur Laichzeit im Frühjahr die größte Rolle. Sie stellen 90 % des gesamten Nahrungsgewichts dar. Am Rødsand bestehen im Frühjahr und Herbst 42 bzw. 43 Gewichtprozent des Nahrungsgewichts aus Dorschen. Im Sommer dominierten Flunder und Scholle mit 52 %, während Dorsch mit 22 % weniger repräsentiert war. Die in der deutschen Nordsee nachgewiesene maximale Tauchdauer betrug 13,5 Minuten, die maximale Tauchtiefe ca. 60 m (Adelung et al. 2004; Adelung et al. 2007). Aus der Ostsee liegen bislang keine veröffentlichten Informationen über das Tauchverhalten vor.

Seehunde werden im Alter von drei bis fünf Jahren geschlechtsreif. Die Tragzeit beträgt 8,5 bis 9 Monate. Aufgrund einer um 2 Monate verzögerten Einnistung des Embryos kommen Seehundjunge zwischen Mai und Ende Juli (im Bereich der südwestlichen Ostsee meist in der zweiten Junihälfte) zur Welt (Perrin et al. 2009). Seehundwelpen werden drei bis sechs Wochen lang gesäugt. Direkt nach der Geburt können die Welpen schwimmen. Weibchen bleiben in dieser Zeit in der Nähe der Jungen. Ab Mitte Juli werden 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; van Parijs et al. 1999). Im Gegensatz zu Kegelrobben erfolgt die Paarung im Wasser. (Strehlow & Krumme 2017) vermuten, dass das unter 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 vor allem durch die Knochen zum Innenohr geleitet.

3.6.3.2 Vorkommen im deutschen Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Seehunde werden an der deutschen Ostseeküste regelmäßig aber nur in geringen Zahlen gesichtet. Es gibt kein regelmäßiges Monitoring, das die gesamte Küste abdeckt. Vielmehr werden Einzelsichtungen gesammelt. Einen Überblick über das Vorkommen im Jahr 2015 zeigt Abb. 38. Auf bekannten Liegeplätzen wie zum Beispiel der Sandbank Lieps in der Wismarbucht werden Seehunde jedoch regelmäßig erfasst (Herrmann & Krause 2000). Daraus kann gefolgert werden, dass bestimmte Liegeplätze sich seit einigen Jahren etablieren und die gezählten Individuen zunehmen (zum Beispiel für die Sandbank Lieps in den Jahren 2011 bis 2014, Abb. 39). In Dänemark werden seit 1990 die bekannten Seehund-Liegeplätze regelmäßig zur Zeit des Haarwechsels beflogen (Teilmann et al. 2006).

Seit 1990 wird in der Gesamtpopulation in der südwestlichen Ostsee und im Kattegat ein generell zunehmender Bestandstrend beobachtet. Dieser wurde durch zwei Ausbrüche der Seehundsstaupe 1988 und 2002 unterbrochen, denen 50 % bzw. 30 % der Population zum Opfer fielen (Härkönen et al. 2006). Die Kolonien der südwestlichen Ostsee waren nur vom Ausbruch 2002 betroffen. In der Periode von 2003 bis 2016 wurde eine Wachstumsrate der Population der südlichen Ostsee von 6,6 % berechnet (HELCOM 2018d). Auf der Zählung im Herbst 2014 wurden 894 Individuen gezählt (HELCOM SEAL Daten-

bank) [86]. Einer Influenza-A-Epidemie im Jahr 2014 fielen mindestens 425 Seehunde im Kattegat und Skagerak (Zohari et al. 2014) sowie weitere 1400 Tiere an der deutschen Nordseeküste. zum Opfer (Bodewes et al. 2015), während aus der südlichen Ostsee keine entsprechenden Funde bekannt wurden.

Die Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee sind aufgrund des Fehlens von trockenfallenden Liegeplätzen nicht als Reproduktions- und Aufzuchthabitate für Robben geeignet, weisen aber eine wichtige Funktion als Nahrungs- und Wanderhabitate auf.

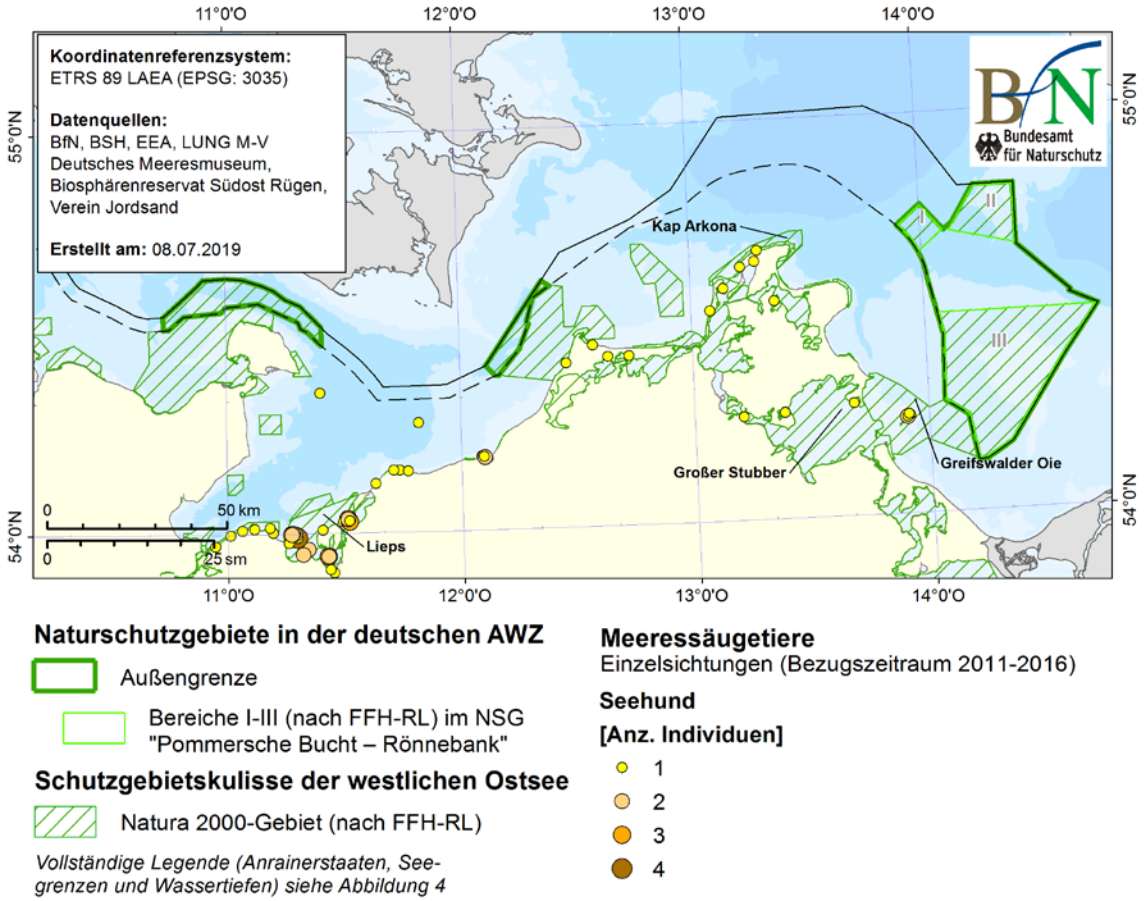


Abb. 38: Darstellung von Einzelsichtungen und potenziellen Liegeplätzen des Seehunds an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns für den Zeitraum 2011 bis 2016.

[86] Quelle: http://helcom.fi/baltic-sea-trends/data-maps/biodiversity/seals/; 28.08.2017. Die Datenauswertung beruht auf einem inzwischen nicht mehr zugänglichen Internetauftritt aus dem Jahr 2017.

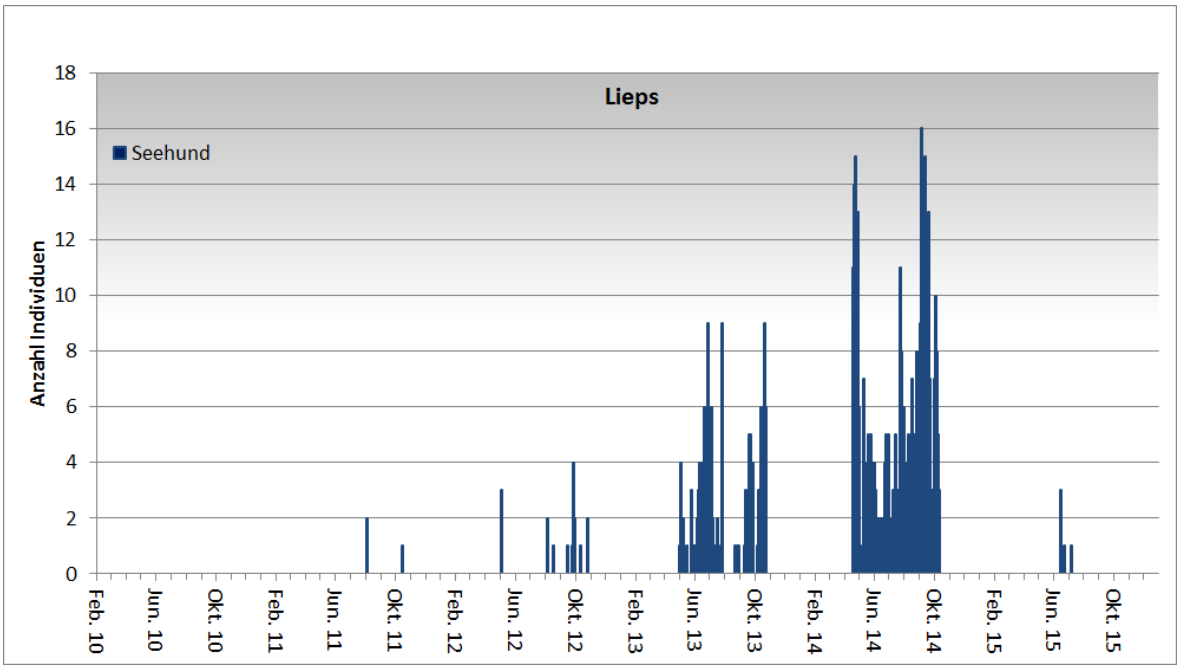


Abb. 39: Entwicklung des Seehundsbestandes auf dem Liegeplatz Lieps (Wismarbucht/Ostseeküste) für den Bewertungszeitraum 2010 bis 2015.
Daten: LUNG M-V

NSG „Fehmarnbelt“

Die im Bereich des Fehmarnbelts anzutreffenden Seehunde haben ihre Liegeplätze vermutlich vor allem auf den Sandbänken Rødsand und Vitten/Skrollen südlich von Lolland. Aber auch im Fehmarnsund werden regelmäßig einige Tiere auf einem Liegeplatz beobachtet. Im Zählgebiet „Danish-German Baltic“ der HELCOM SEAL Datenbank, das diesen Bereich umfasst, sind für die Jahre 2010 bis 2014 zwischen 165 und 387 gezählte Tiere angegeben. (Dietz et al. 2003) zeigten in einer satellitengestützten Telemetriestudie, dass sich fünf besenderte Seehunde bis ca. 50 km von ihren Liegeplätzen auf dem Rødsand entfernten und gelegentlich auch das NSG „Fehmarnbelt“ durchschwammen. Im Jahr 2009 wurden im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsstudie für einen geplanten Absenktunnel weitere 5 Seehunde besendert, vier adulte Männchen und ein juveniles Weibchen (FEMERN A/S 2013a). Keines dieser Tiere durchschwamm das NSG „Fehmarnbelt“, jedoch wurde das NSG „Kadetrinne“ mehrfach aufgesucht, in dem der Seehund kein Schutzgut ist.

3.6.3.3 Ökologische Funktionen

Der Seehund ist durch seine piscivore Lebensweise in der Ostsee ein Topprädator. Als „Central Place Forager“ nutzt er lokal konzentrierte Beutevorkommen und unternimmt dazu längere Nahrungsausflüge zwischen den Liegeplätzen auf Sandbänken und zum Teil in beträchtlicher Küstenentfernung liegenden Nahrungshabitaten. Allerdings werden in der Ostsee beträchtliche Unterschiede in der Raumnutzung durch besenderte Individuen unterschiedlicher Kolonien festgestellt. Während vom Rødsand aus nur kurze Nah-

rungsausflüge bis maximal 50 km Entfernung festgestellt wurden, waren die registrierten Wanderbewegungen im Kattegat deutlich größer (Kapitel 3.6.3.1).

Die Ergebnisse verschiedener Telemetriestudien von Seehunden belegen, dass das **NSG „Fehmarnbelt“** zwar aufgesucht wird, jedoch ist die Datenlage lückig, so dass keine Aussage zur genauen Funktion des Gebietes für Seehunde möglich ist. Stark durchströmte Bereiche (wie Belte und Sunde) oder lokale Auftriebsgebiete weisen oft an Frontensystemen erhöhte Beutekonzentrationen auf, so dass zumindest die temporäre Nutzung als Nahrungshabitat wahrscheinlich ist. Weiterhin wird der Fehmarnbelt auf Wanderungen durchschwommen, so dass dem Gebiet eine Funktion als Trittstein zukommen kann. Auch ist es denkbar, dass zur Paarungszeit Unterwasser-Rufreviere im Gebiet liegen, da diese sowohl nahe den Liegeplätzen als auch im Nahrungsgebiet vorkommen können, jedoch steht ein Nachweis noch aus.

3.6.3.4 Soll-Zustände

NSG „Fehmarnbelt“

Wie unter dem Abschnitt Ökologische Funktionen (Kapitel 3.6.3.3) dargelegt, ist das Schutzgebiet ein günstiges potenzielles *Nahrungshabitat* und Wanderhabitat.

Aufgrund der engen Verzahnung mit den Ruhe- und Wurfplätzen der Sandbänke südlich der dänischen Inseln Lolland und Falster wird die Bedeutung des NSG „Fehmarnbelt“ für die Nahrungssuche und Wanderungen im räumlichen Kontext der biogeographischen Region („marin-kontinentale Region“, gesamte Ostsee) und der deutschen AWZ der Ostsee als hoch eingestuft. **Aufgrund der hohen Bedeutung des Gebietes wird der Soll-Zustand (B) festgelegt.**

3.6.3.5 Ist-Zustände und Defizite

Die Bewertung des Ist-Zustandes des Seehunds erfolgt soweit möglich analog zur FFH-Bewertung (BfN 2019) anhand der Kriterien „Zustand der Population“, „Habitatqualität“ und „Beeinträchtigungen“. Zur Bewertung einiger Kriterien bzw. Unterkriterien werden zusätzlich HELCOM-Bewertungen aus dem „State of the Baltic Sea“ Report (HELCOM 2018f) und die Bewertung Nach Art. 8 MSRL aus dem Jahr 2018 (BMU 2018) herangezogen.

Für den Seehund erfolgt die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ auf der Ebene der Population der südwestlichen Ostsee, da aufgrund der fehlenden Dichteangaben eine Analyse auf Gebietsebene nicht möglich ist. Für die Bewertung des Kriteriums „Zustand der Population“ ist vor allem das Unterkriterium „Populationsstruktur“ maßgeblich. Das Unterkriterium „Gesundheitszustand“ wird auf Gebietsebene nicht bewertet, da die Tiere im Schutzgebiet nicht auf ihren Gesundheitszustand untersucht sind, die Tiere umfangreiche Wanderungen unternehmen und eine Zuordnung untersuchter Totfunde auf bestimmte Meeresgebiete nicht möglich ist. Auch die Entwicklung des entsprechenden HELCOM CORE Indikators ist noch nicht abgeschlossen. Liege- und Wurfplätze können

in den vollständig wasserbedeckten NSG in der deutschen AWZ der Ostsee nicht vorkommen, so dass dieses Unterkriterium nur bezüglich seiner Nähe zu Liegeplätzen bewertet werden kann. Abweichend vom FFH-Bewertungsschema (Schnitter et al. 2006) wird daher zusätzlich das Unterkriterium „Wachstumsrate und Abundanz“ herangezogen. Grundlage ist der HELCOM CORE Indikator „Population trends and abundance of seals“ (HELCOM 2018d).

NSG „Fehmarnbelt“

Das Kriterium „Population“ wird in der aktuellen FFH Bewertung mit XX (unbekannt) bewertet (BfN 2019). Das Unterkriterium Populationsstruktur (Altersgruppen- bzw. Geschlechterzusammensetzung in Bezug auf die natürliche Zusammensetzung) zum Kriterium **„Zustand der Population“** wird gemäß Schnitter et al. (2006) mit gut (B) bewertet, da seit der Staupe-Epidemie 2002 ein langjähriges Populationswachstum zu verzeichnen ist (Søgaard et al. 2015), so dass sich die unmittelbar nach der Staupeepidemie 2002 stark gestörte Populationsstruktur (ein hoher Anteil adulter Weibchen durch höhere Mortalität adulter Männchen) mit der Zeit normalisieren konnte (vergleiche Reineking & Vauk 1982 für die Nordsee).

Die Wachstumsrate der Population der südwestlichen Ostsee ist in keinem guten Zustand. Mit ca. 6,6 % im langjährigen Durchschnitt liegt sie unter dem Referenzwert von 9 % (HELCOM 2018d). Die Abundanz in der Metapopulation (inklusive der Tiere aus dem Kattegat) wird als gut eingeschätzt. Aufgrund der unzureichenden Wachstumsrate wird dieses zusätzliche Unterkriterium mit mittel bis schlecht (C) bewertet.

Insgesamt ist der **„Zustand der Population“** des Seehunds auf Basis der beiden Unterkriterien „Populationsstruktur“ und „Wachstumsrate und Abundanz“ als mittel bis schlecht **(C)** zu bewerten.

Das Kriterium **„Habitatqualität“** wird in der aktuellen FFH Bewertung (BfN 2019), insbesondere aufgrund der fehlenden Reproduktion und der nur geringen Anzahl störungsarmer Liegeplätze bzw. potenzieller Reproduktionsgebiete mit U1 (ungünstig-unzureichend) bewertet. Diese Bewertung ist jedoch für Gebiete in der AWZ nicht maßgeblich, weil Liege- und Wurfplätze im vollständig wasserbedeckten NSG nicht vorkommen können. Daher wird ausschließlich das Unterkriterium „Nahrungshabitat“ bezüglich seiner Nähe zu Liegeplätzen und im Zusammenhang mit ungestörten Migrationsräumen bewertet (Schnitter et al. 2006). Das NSG liegt im von Seehunden typischerweise zur Nahrungssuche aufgesuchten Entfernungsbereich von den Liegeplätzen Vitten/Skrollen bzw. Rødsand (Kapitel 3.6.3.2). Auf Basis bisheriger Telemetriestudien an Seehunden aus dieser Gegend (Dietz et al. 2003; FEMERN A/S 2013a) (siehe auch Kapitel 3.6.3.1) wird vermutet, dass das NSG nur unregelmäßig von Seehunden als Nahrungshabitat genutzt wird. Das NSG „Fehmarnbelt“ enthält zudem potenziell günstige Nahrungshabitate, vor allem im Bereich von starken horizontalen Strömungen mit Frontensystemen, die typisch für Belte der Ostsee sind. Jedoch befinden sich die

Bestände der Nahrungsorganismen Hering und Dorsch in der Ostsee in keinem günstigen Zustand. Das **Kriterium „Habitatqualität“** wird daher mit gut **(B)** bewertet.

Die Bewertung des Kriteriums **„Beeinträchtigungen“** erfolgt auf Grundlage der folgenden Analyse: Die Grundschleppnetzfischerei ist sehr heterogen verteilt und findet bezogen auf das Gesamtgebiet in einer mittleren Intensität statt (Kapitel 4.2.1). Die Intensität der pelagischen Schleppnetzfischerei ist gering (Kapitel 4.2.2). Zwar ist die Intensität der Stellnetzfischerei, die mit einem Beifangrisiko für Seehunde verknüpft ist, gemessen in Seetagen auf Basis von Logbuchinformationen und VMS-Daten im Gebiet nur gering. Jedoch lassen sich keine Aussagen zum Aufwand durch Fahrzeuge < 10 m Länge und zur Nebenerwerbsfischerei treffen. Nicht zuletzt sind Geisternetze, in denen Seehunde sich verfangen können, sowie verschluckbare Netzteile eine Begleiterscheinung der Fischerei im Gebiet (Kapitel 5.6.11). Somit wird das Unterkriterium „Fischerei“ gemäß Bewertungsschema mit (C) bewertet. Eine detailliertere Betrachtung wird in den Kapiteln 6.4.5, 6.5.6 und 6.6.5 vorgenommen.

Die Bewertung des Unterkriteriums „Umweltbelastungen“ erfolgt aufgrund von Abfall- und Schadstoffeinträgen für die gesamte deutsche Ostsee mit (C), wobei nach (Schnitter et al. 2006) die Eutrophierung nicht mit berücksichtigt wurde. Diese wird in Kapitel 4.6.2 thematisiert. Die hohe Belastung der Ostsee mit Schadstoffen (HELCOM 2018f) hat Auswirkungen auf die Fitness. Durch die Anreicherung von Umweltschadstoffen können Krankheiten und reproduktive Störungen ausgelöst oder begünstigt werden (de Swart et al. 1995; Ross et al. 1996; Kakuschke & Prange 2007; HELCOM 2018e). Aufgrund regional unterschiedlicher Belastungen der Ostsee mit Schadstoffen ist anzunehmen, dass bevorzugte Aufenthaltsgebiete und Nahrungswahl individuelle Unterschiede in der Belastung hervorrufen können. Von der Berufsschifffahrt geht eine zusätzliche Belastung mit Schadstoffen und Abfällen aus. Eine viel befahrene Schifffahrtsstraße führt durch das NSG (Kapitel 4.1.1), wodurch insgesamt ein erhöhter Schadstoffeintrag in die Gewässer des Naturschutzgebietes zu erwarten ist (zum Beispiel CE Delft 2015). Fischerei führt durch Verschleiß von Netzen und Verluste von Fanggeräten und anderen Gegenständen zu Abfällen im Meer, die verschluckt werden können oder in denen sich die Tiere verstricken können (Kapitel 5.6.11). Eine in Bezug auf unterschiedliche Nutzungen detaillierte Betrachtung erfolgt in Kapitel 6.1.7, 6.4.5, 6.5.6, 6.6.5 und 6.15.4.

Störungen durch Lärm traten im Gebiet im Bewertungszeitraum vor allem durch länger andauernden und häufigen kontinuierlichen Schall im Bereich der Schifffahrtswege auf. Ein entscheidendes Kriterium für die Bewertung ist dabei, dass Störungen in einem so kleinen Schutzgebiet wie dem NSG "Fehmarnbelt" das gesamte Schutzgebiet betreffen. Gemäß Bewertungsschema ist eine Bewertung des Unterkriteriums „Störungen“ mit (C) vorzunehmen.

Das Unterkriterium „Technische Eingriffe“ wird gemäß Bewertungsschema mit (B) bewertet, da im NSG „Fehmarnbelt“ mit einem vorhandenen Telekommunikationskabel zwar technische Anlagen vorhanden sind, deren Auswirkungen aber als „vernachlässigbar“ eingestuft werden können.

Das Unterkriterium „Verlärmung im Nahrungshabitat“ wird mit (C) bewertet, was sich aus einer dauerhaft hohen Intensität von Schiffslärm ergibt.

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 (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).

3.6.4 Übersicht über die Ist-Zustände Meeressäugetiere

In Tab. 46 bis Tab. 48 sind die in den Kapiteln 3.6.1–3.6.3 erläuterten Einstufungen und Bewertungen zu Soll- und Ist-Zuständen sowie sich daraus ergebende Defizite bei den Meeressäugetieren aller drei NSG zusammengefasst.

Tab. 46: 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 (Bewertung auf Ebene der Strata FW, FE und G, Abb. 31)	**Schweinswal**		
	Fmb	**Kdr**	**PBR**
Kriterium Zustand der Population	**(C)**	(C)	**(C)**
Unterkriterium Vorkommen	(B)	(C)	(C)
Unterkriterium Populationsstruktur	(C)	(C)	(C)
Unterkriterium Gesundheitszustand	n. b.	n. b.	n. b.
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten und hohe Konzentration an Nahrungsorganismen	**(B)**	**(B)**	**(B)**
Kriterium Beeinträchtigungen	**(C)**	**(C)**	**(C)**
Unterkriterium Fischerei	(C)	(B)	(C)
Unterkriterium Umweltbelastungen	(C)	(C)	(C)
Unterkriterium Störungen, unter anderem durch Schiffsverkehr, Tourismus, Militär, Seismik unter anderem Verlärmung, Mineralstoffentnahme	(C)	(C)	(B)
Unterkriterium Technische Eingriffe	(B)	(B)	(B)
Gesamtbewertung	**(C)**	**(C)**	**(C)**

Tab. 47: 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; -: kein Schutzgut

Kriterien	Kegelrobbe		
	Fmb	**Kdr**	**PBR**
Kriterium Zustand der Population (Bewertung auf biogeographischer Ebene, siehe Text)	**-**	**-**	**(C)**
Unterkriterium Populationsstruktur	-	-	(C)
Unterkriterium Gesundheitszustand	-	-	n. b.
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten mit hoher Konzentration an Nahrungsorganismen Ungestörte Migrationsräume	**-**	**-**	**(B)**
Kriterium Beeinträchtigungen	**-**	**-**	**(C)**
Unterkriterium Fischerei	-	-	(C)
Unterkriterium Umweltbelastungen	-	-	(C)
Unterkriterium Störungen, unter anderem durch Schiffsverkehr, Tourismus, Militär, Seismik unter anderem Verlärmung, Mineralstoffentnahme	-	-	(B)
Unterkriterium Technische Eingriffe	-	-	(B)
Unterkriterium Verlärmung im Nahrungshabitat	-	-	(B)
Gesamtbewertung	**-**	**-**	**(C)**

Tab. 48: 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; -: kein Schutzgut

Kriterien	Seehund		
	Fmb	**Kdr**	**PBR**
Kriterium Zustand der Population (Bewertung auf biogeographischer Ebene, siehe Text)	**(C)**	**-**	**-**
Unterkriterium Populationsstruktur	(B)	-	-
Unterkriterium Gesundheitszustand	n. b.	-	-
Wachstumsrate und Abundanz[87]	(C)	-	-
Kriterium Habitatqualität Anteil an intakten Habitaten mit hoher Konzentration an Nahrungsorganismen Ungestörte Migrationsräume	**(B)**	**-**	**-**

[87] Zusätzliches Unterkriterium nach HELCOM (2017a).

Kriterien	Seehund		
	Fmb	**Kdr**	**PBR**
Kriterium Beeinträchtigungen	**(C)**	**-**	**-**
Unterkriterium Fischerei	(C)	-	-
Unterkriterium Umweltbelastungen	(C)	-	-
Unterkriterium Störungen, unter anderem durch Schiffsverkehr, Tourismus, Militär, Seismik unter anderem Verlärmung, Mineralstoffentnahme	(C)	-	-
Unterkriterium Technische Eingriffe	(B)	-	-
Unterkriterium Verlärmung im Nahrungshabitat	(C)	-	-
Gesamtbewertung	**(C)**	**-**	**-**

3.7 Fledermauswanderung

Dass Fledermauswanderung im Bereich der Ostsee auftritt, ist durch zahlreiche Nachweise und Hinweise belegt (Ahlén 1997; Ahlén et al. 2009; Meyer 2011; Eriksson et al. 2013; Seebens et al. 2013; Rydell et al. 2014; Bach et al. 2015, u.a.; Rydell & Wickman 2015). Im deutschen Meeresgebiet kommen neben der Schwerpunktart Rauhautfledermaus die Mücken- und Zwergfledermaus, der Abendsegler, der Kleinabendsegler und die Zweifarbfledermaus regelmäßig vor (BfN-Vorhaben BATMOVE ; Meyer 2011; Seebens et al. 2013).

Die Aktivitätsmaxima erstrecken sich hier – abhängig von den Witterungsverhältnissen – von Ende April bis in die erste Junihälfte bzw. von Mitte August bis Anfang Oktober (BfN-Vorhaben BATMOVE ; Seebens et al. 2013) und sind wie bei den Vögeln als Heim- bzw. Wegzug anzusehen.

Hohe Fledermausaktivitäten über den Meeren werden verschiedentlich mit eher geringen Windgeschwindigkeiten in Verbindung gebracht (BfN-Vorhaben BATMOVE ; Ahlén et al. 2009; Meyer 2011; Wawra et al. 2015; Wawra 2016).

Zu Schwerpunkt- oder Verdichtungsräumen im Betrachtungsraum liegen kaum Erkenntnisse vor. In bioakustischen Untersuchungen deuten sich zwar Aktivitätsunterschiede an. Insbesondere aufgrund der teilweise hohen Varianz der Aktivität zwischen den Jahren kann bislang keine Aussage zur Existenz von Verdichtungsräumen im Bereich der Ostsee getroffen werden (BfN-Vorhaben BATMOVE).

Zum Verhalten von Fledermäusen während der Wanderung über dem Meer ist allgemein wenig bekannt. Erste Angaben zur Flughöhe liegen aus wenigen Quellen vor (Skiba 2007; Ahlén et al. 2009; Meyer 2011). Einzelbeobachtungen zeigen, dass Fledermäuse an anthropogene Strukturen wie Schiffen, Plattformen und Offshore-Windenergieanlagen anfliegen und/oder rasten (Russ et al. 2001; Sonntag et al. 2006b; Skiba 2007; Walter et al. 2007; Boshammer & Bekker 2008; Ahlén et al. 2009; Meyer 2011; Runge et al. 2012; Hüppop & Hill 2016). Gesicherte Kenntnisse zum Verhalten wie zur Flughöhe und zum Verhalten an vertikalen Strukturen fehlen jedoch. Auch zu den Flugrouten gibt es – insbesondere aufgrund bislang fehlender Untersuchungsmethoden – keine Erkenntnisse.

Aus terristrischen Windparks ist die Gefährdung von Fledermäusen bei Anflug an Windenergieanlagen bekannt (Schlagopfer)[88]. Für OWP besteht weiterer Forschungsbedarf.

[88] Quelle: https://lfu.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de und https://mecklenburg-vorpommern.nabu.de/tiere-und-pflanzen/aktionen-und-projekte/fledermauszug/25060.html; 01.08.2019

3.8 Überblick über die Defizite der Schutzgüter in den Schutzgebieten

In der folgenden Tab. 49 sind die Bewertungsergebnisse aus den Kapiteln 3.1 bis 3.5 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 (vergleiche Kapitel 4.2.2 in BfN 2017). Als Defizit ist die Abweichung des Ist-Zustandes 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“ erfolgt die Festlegung von Soll-Zuständen, die Bewertung der Ist-Zustände und die Identifizierung von Defiziten für die LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ auf Ebene der Bereich I, II und III, die räumlich den FFH-Gebieten entsprechen, wobei das Defizit anschließend auf Komplexgebietsebene aggregiert wird. Für die geschützten Fischarten erfolgt die Festlegung des Soll-Zustands auf Ebene des Bereichs III. Für alle anderen Schutzgüter erfolgt die Festlegung von Soll-Zuständen, die Bewertung der Ist-Zustände und die Identifizierung von Defiziten auf Komplexgebietsebene (vergleiche BfN (2017), Kapitel 7). Für die Seevögel und Meeressäugetiere werden zusätzlich die Soll- und Ist-Zustände auf Bereichsebene angegeben.

Die folgenden Beschreibungen der Nutzungen und ihrer Wirkfaktoren (Kapitel 4) sowie der Empfindlichkeiten der Schutzgüter (Kapitel 5) und der Auswirkungen auf die Schutzgüter (Kapitel 6) dienen unter anderem der Identifizierung der Ursachen für die hier ermittelten Defizite und der Gefährdungen der Schutzgüter (BfN 2017).

Tab. 49: Gesamtüberblick über die Defizite der Schutzgüter.
Soll- und Ist-Zustand: (A) – hervorragend; (B) – gut; (C) – mittel/schlecht
Defizit (Def.): 0: kein oder leichtes Defizit; -1: mittleres Defizit; -2: starkes Defizit;
-: keine Bewertung vorhanden / vorgenommen bzw. kein Defizit ermittelt
Fmb - NSG „Fehmarnbelt“; Kdr - NSG „Kadetrinne“; PBR - NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“; Ber: Bereich; Kompl.: Komplexgebiet

Schutzgut	Fmb			Kdr			PBR		
	Soll	**Ist**	**Def.**	**Soll**	**Ist**	**Def.**	**Soll**	**Ist**	**Def.**
Sandbänke	A	A	0	kein Schutzgut			A (Ber. II)	A (Ber. II)	**0** (Ber. II)
							A (Ber. III)	A (Ber. III)	**0** (Ber. III)
									0 (Kompl.)
Riffe	A	B	-1	B	C	-1	B (Ber. I)	B (Ber. I)	**0** (Ber. I)
							A (Ber. II)	B (Ber. II)	**-1** (Ber. II)
									-1 (Kompl.)
Artenreiche Kies-, Grob-sand- und Schillgründe (KGS)	-[89]	-[89]	-[89]	kein Schutzgut			kein Schutzgut		
Makrophyten-bestände	-[90]	-[90]	-[90]	kein Schutzgut			-[90] (Ber. II)	-[90] (Ber. II)	-[90] (Ber. II)
							-[90] (Ber. III)	-[90] (Ber. III)	-[90] (Ber. III)
									-[90] (Kompl.)
Finte	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. III)	[C][91] (Ber. III)	**[-1]**[91] (Ber. III)
									[-1][91] (Kompl.)
Baltischer Stör	kein Schutzgut			kein Schutzgut			B (Ber. III)	[C][91] (Ber. III)	**[-1]**[91] (Ber. III)
									[-1][91] (Kompl.)
Eisente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	C (Ber. IV)	**-2** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Trauerente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	C (Ber. IV)	**-2** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)

[89] Keine Bewertung, da Teil der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“.
[90] Keine Einzelbewertung, sondern Bewetung als Teil des LRT „Riffe“.
[91] Der Ist-Zustand kann für diese Art nicht gebietsspezifisch bewertet werden; daher wurde der Erhaltungszustand auf biogeographischer Ebene gemäß dem Bericht 2019 nach Art. 17 FFH-RL (BfN 2019) nachrichtlich übernommen (Kapitel 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 biogeographischer Ebene wahrscheinlich nicht gut ist und von daher ein mittleres Defizit vorliegt.

Meeresschutzgebiete Ostsee

Schutzgut	Fmb			Kdr			PBR		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Samtente	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	C (Ber. IV)	**-2** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Rothalstaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							B (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**0** (Ber. IV)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)
Ohrentaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**-1** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Sterntaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**-1** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Prachttaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	C (Ber. IV)	**-2** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Gelbschna-beltaucher	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							B (Ber. IV)	- (Ber. IV)	- (Ber. IV)
							B (Kompl.)	- (Kompl.)	- (Kompl.)
Tordalk	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							B (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**0** (Ber. IV)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)
Trottellumme	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**-1** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	B (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Gryllteiste	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							A (Ber. IV)	C (Ber. IV)	**-2** (Ber. IV)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Sturmmöwe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)	- (Ber. I-III)
							B (Ber. IV)	B (Ber. IV)	**0** (Ber. IV)
							B (Kompl.)	B (Kompl.)	**0** (Kompl.)

Meeresschutzgebiete Ostsee

Schutzgut	Fmb			Kdr			PBR		
	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.	Soll	Ist	Def.
Schweinswal	A	C	-2	B	C	-1	A (Ber. I)	C (Ber. II)	**-2** (Ber. II)
							A (Ber. II)	C (Ber. II)	**-2** (Ber. II)
							A (Ber. III)	C (Ber. III)	**-2** (Ber. III)
							A (Kompl.)	C (Kompl.)	**-2** (Kompl.)
Kegelrobbe	kein Schutzgut			kein Schutzgut			- (Ber. I)	- (Ber. I)	- (Ber. I)
							B (Ber. II)	C (Ber. II)	**-1** (Ber. II)
							- (Ber. III)	- (Ber. III)	- (Ber. III)
							B (Kompl.)	C (Kompl.)	**-1** (Kompl.)
Seehund	B	C	-1	kein Schutzgut			kein Schutzgut		

4. Beschreibung der Nutzungen

Die Meeresschutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee umfassen eine große Anzahl geschützter sowie gefährdeter Lebensraum- und Biotoptypen und bieten Lebensräume für geschützte und gefährdete Arten (vergleiche Kapitel 3). Gleichzeitig werden dort aber auch unterschiedliche Nutzungen ausgeübt, die in den letzten Jahren an Ausmaß und Intensität häufig zugenommen haben (Kapitel 4.1–4.4). Zahlreiche der in den Schutzgebieten geschützten Lebensraum- bzw. Biotoptypen und Arten weisen Defizite, also Abweichungen der Ist-Zustände von den Soll-Zuständen auf (vergleiche Kapitel 3). In den folgenden Kapiteln 4–6 wird daher betrachtet, inwiefern die Nutzungen aktuell für die festgestellten Defizite verantwortlich sind als auch bei einer zukünftigen Intensivierung von Nutzungen oder Neuausübung zusätzlicher Nutzungen tatsächlich die Schutzgüter gefährden können (Kapitel 4.5).

Insgesamt werden 17 unterschiedliche Nutzungen in den drei Schutzgebieten und ihrem nahen Umfeld[92] 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 (Kapitel 5.1) ableiten lassen (zum Beispiel Differenzierung nach Techniken, Schiffstypen, Geschwindigkeiten). Die verfügbaren quantitativen Informationen werden durch qualitative Einschätzungen 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 als auch geplante oder voraussehbare Änderungen von vorhandenen Nutzungen wird als „voraussichtliche Nutzungen“ eingegangen (Kapitel 4.5). Auf neue Nutzungen oder Nutzungsänderungen, die sich nur mit größeren Unsicherheiten prognostizieren lassen, wird als „potenzielle Nutzungen“ eingegangen (Kapitel 4.5).

Außerdem werden Probleme von überregionalem oder globalem Ausmaß, die die Ist-Zustände der Schutzgüter beeinflussen können (zum Beispiel Klimawandel, Eutrophierung), als weitere „Defizit- und Gefährdungsursachen“ berücksichtigt (Kapitel 4.6).

[92] Nutzungen aus dem nahen Umfeld eines Schutzgebietes werden einbezogen, sofern ihre Auswirkungen in das Gebiet hinein reichen können.

Datengrundlagen

Zur Ermittlung der aktuellen Nutzungen wurden vor allem 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 seit Beginn der Bewertungszeiträume für die Ist-Zustände der Schutzgüter (2011, siehe Kapitel 3) ausgeübt wurden und die somit Einfluss auf die Ist-Zustände der Schutzgüter gehabt haben können. Es wurden Nutzungsdaten bis zum Redaktionsschluss des vorliegenden Textes (Juni 2019) berücksichtigt. Abweichungen ergeben sich dort, wo Daten nur für kürzere Zeiträume repräsentativ verfügbar waren (zum Beispiel Berufsfischerei) oder wenn weiter zurückliegende Nutzungen relevant sind. Für die grundberührende Fischerei und die pelagische Schleppnetzfischerei liegen Daten zu Zielarten, Fangmengen und eingesetztem Fanggerät gebietsspezifisch nur für das Jahr 2006 vor. Für die Stellnetzfischerei liegen Daten zu Zielarten und Fangmengen gebietsspezifisch nur für das Jahr 2006 vor.

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. Diese Aktivitäten der Seeschifffahrt verlaufen hauptsächlich auf festgelegten Schifffahrtswegen und -routen und werden 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 zum Gesamt-Schifffahrtsaufkommen bei.[93]

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 SOLAS[94] 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

[93] Da die Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen nutzungsbezogen erfolgt (Kapitel 6), werden die Auswirkungen der Schiffahrt zu anderen Zwecken bei den jeweiligen Nutzungen bewertet.
[94] International Convention for the Safety of Life at Sea

als 50 Passagiere transportieren, mit einem AIS-Sender ausgerüstet sein. Für Fischereifahrzeuge besteht eine Ausrüstungspflicht mit AIS-Sendern (Art. 10 EU-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 Ostsee nur einen sehr kleinen Teil der Berufsschifffahrt 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

Die deutsche AWZ der Ostsee ist ein durch die Schifffahrt insgesamt intensiv genutzter Raum (siehe Abb. 41). Der Schiffsverkehr dient hauptsächlich dem Transport von Stückgut (meistens mit Containern) und Massengut (zum Beispiel Erz, Kohlenwasserstoffe, Chemikalien) sowie dem Fähr- und RoRo-Verkehr und erstreckt sich auf alle Bereiche der deutschen AWZ der Ostsee. Ausgangspunkt bzw. Ziel des Verkehrsaufkommens im Bereich der deutschen Ostsee sind vor allem die Seehäfen Rostock, Lübeck, Puttgarden, Kiel, Wismar, Sassnitz-Mukran, Stralsund und der polnische Hafen Stettin-Swinemünde. Im gesamten Ostseeraum sind weiterhin Häfen in Russland, Polen, Schweden und Dänemark Ausgangspunkt und Ziel der Verkehre. Passagierverkehr findet überwiegend auf Fährrouten und Fischereiverkehr in allen Bereichen statt.

Aktuell liegen die Schwerpunkte des Berufsschifffahrtsverkehrs in der deutschen AWZ der Ostsee in den Festlegungsbereichen 16, 17, 18 und 19 des Raumordnungsplanes für die AWZ der Ostsee (Abb. 40). Die Bereiche 16, 18 und 19 sind sogenannte Vorranggebiete, die von den mit der Schifffahrt nicht vereinbaren Nutzungen freigehalten werden müssen. Laut Raumordnungsplan Ostsee (BSH 2009) verkehren allein im Festlegungsbereich 16 jährlich ca. 50.000 Schiffe (137 Schiffe pro Tag). Neben den Vorranggebieten sind im Raumordnungsplan für die deutsche AWZ der Ostsee auch Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt (unter anderem die Bereiche 15 und 17) festgelegt worden (BSH 2009), in denen der Funktion für die Schifffahrt, bei der Abwägung mit konkurrierenden raumbedeutsamen Nutzungen, besonderes Gewicht beigemessen werden muss. Diese dienen als zusätzliche Räume mit einer Priorität für den Schiffsverkehr, zum Beispiel wenn zusätzlicher Manövrierplatz benötigt wird. Der überwiegende Teil der Vorbehaltsgebiete für die Schifffahrt in der deutschen AWZ der Ostsee säumt die Vorranggebiete oder liegt zwischen den Vorranggebieten (siehe Abb. 40).

Ein räumlich stark konzentrierter Schiffsverkehr findet in den Festlegungsbereichen 16 bis 19 (siehe Abb. 41) statt. Dies führt vor allem in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“

zu einer permanent hohen Schiffsverkehrsdichte. Der übrige Schiffsverkehr in den anderen Bereichen ist weniger konzentriert und führt dort zu einer geringeren Schiffsverkehrsdichte. Cargo- und Tankschiffsverkehr findet vor allem in den Festlegungsbereichen 16 bis 19 statt.

Eine Übersicht über die größeren Seehäfen im Bereich der deutschen Ostsee ist in Abb. 41 zu finden.

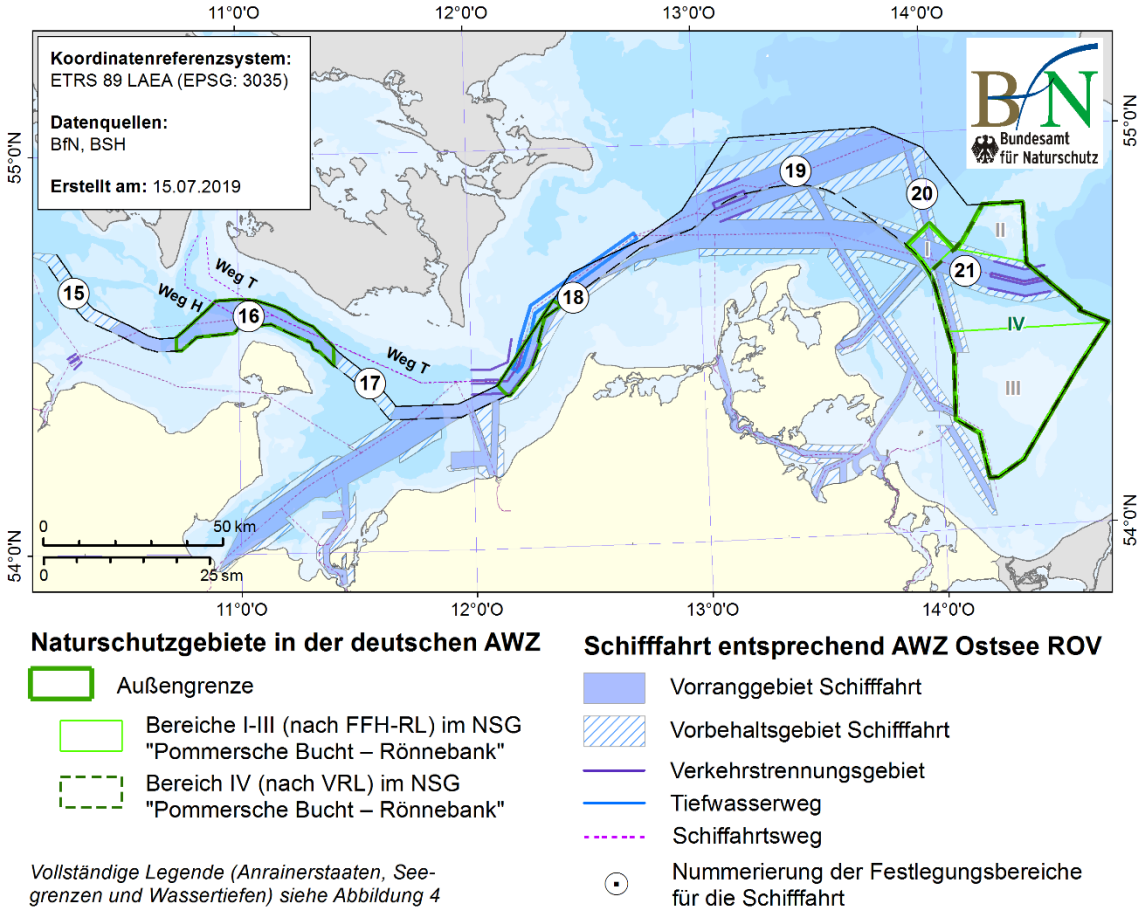


Abb. 40: Festlegungsbereiche (Vorrang- und Vorbehaltsgebiete) des Raumordnungsplanes für die Schifffahrt in den deutschen Ostseegewässern.

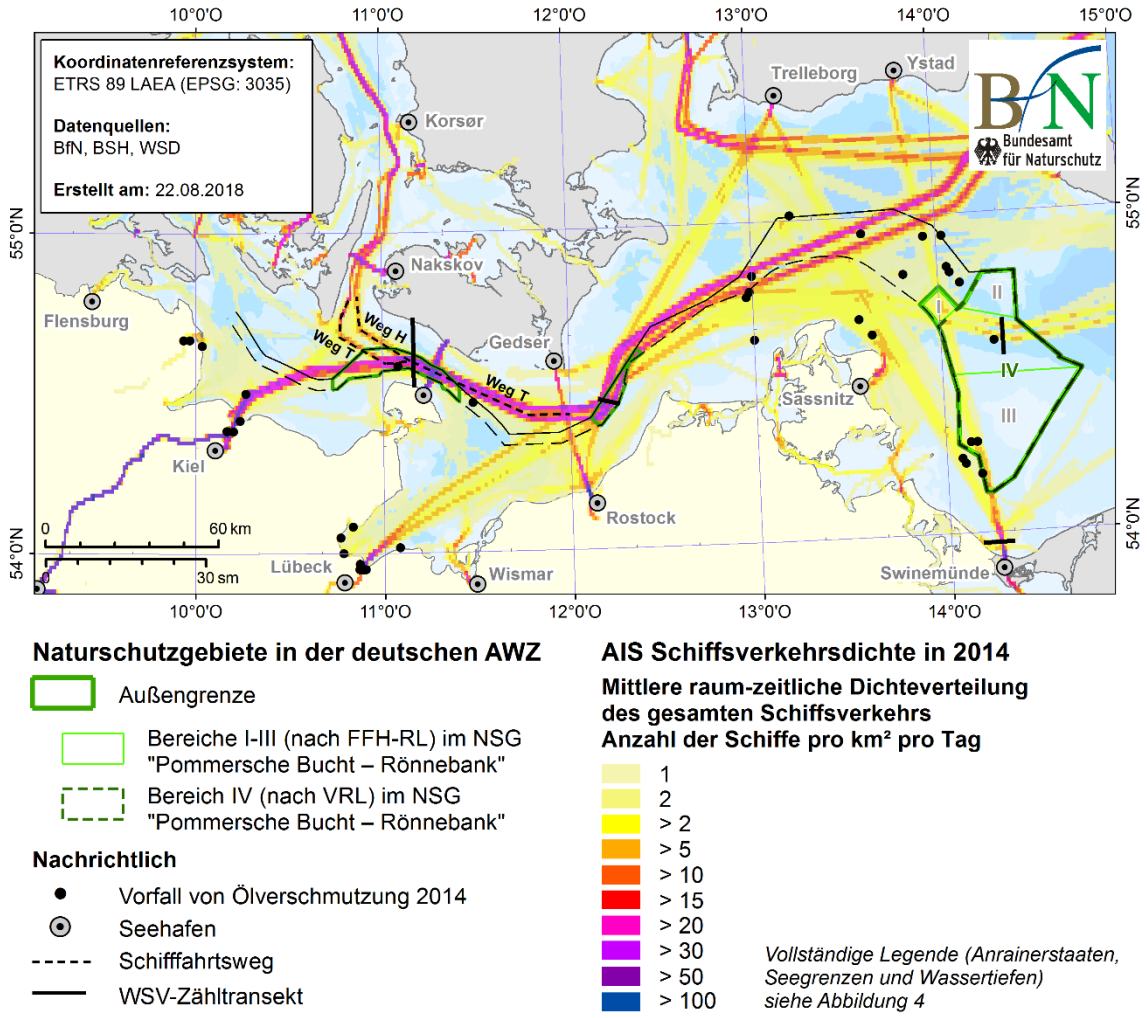


Abb. 41: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der westlichen Ostsee im Jahr 2014 sowie wichtige Seehäfen.

NSG „Fehmarnbelt“

Flächenhafte Auswertung: Für die Auswertung wurde die Schiffsverkehrsdichte der Jahre 2012 bis 2014 analysiert. Hier wird nur das Jahr 2014 grafisch dargestellt (siehe Abb. 41). Schiffsdichtekarten für die Jahre 2015 bis 2017 zeigen für das NSG „Fehmarnbelt“ vergleichbare Muster wie in den Jahren 2012 bis 2014.[95] Im Gebiet ist raumordnerisch der Festlegungsbereich 16 für die Schifffahrt festgelegt (Abb. 40). Der Schiffsverkehr findet im Gebiet hauptsächlich auf diesem in West-Ost-Richtung verlaufenden 4 km breiten Streifen statt (Abb. 41). Die mittlere Schiffsverkehrsdichte liegt in diesem Bereich zwischen 30 und 50 Schiffen pro km² und Tag, wobei der Verkehr sich überwiegend aus Gütertransporten und dem Fährverkehr zwischen Puttgarden und Rødby zusammensetzt. Betroffen sind ca. 50–60 % der Schutzgebietsfläche. Von Nordwesten her münden die Schifffahrtswege „H“ und „T“ auf einer Breite von jeweils 2,5 km in das Schutzgebiet ein

[95] Quelle: https://www.geoseaportal.de/mapapps/resources/apps/schiffsverkehr/index.html?lang=de; 11.06.2019

(Abb. 42). Die Schiffsverkehrsdichte lag hier in den Jahren 2012 bis 2014 bei maximal 10 Schiffen pro km² und Tag. In den übrigen Bereichen des Schutzgebietes fand Schiffverkehr mit Dichten von 1 Schiff pro km² und Tag statt. Deutliche saisonale Muster sind nicht zu erkennen, auch nicht in den Jahren 2012 und 2013.[95]

Transektzählungen: Für die Jahre 2014 und 2015 liegen Daten für ein WSV-Zähltransekt vor (WSV 2016, Abb. 41), von denen hier nur die Daten für 2014 dargestellt werden, um die Vergleichbarkeit mit den flächenhaften Auswertungen zu gewährleisten. Im Jahr 2014 passierten über 38.000 mit AIS ausgerüstete Schiffe (104 Schiffe pro Tag) einen in Nord-Süd-Richtung von der dänischen Küste bis zur Insel Fehmarn verlaufenden WSV-Zähltransekt, der unter anderem das NSG umfasst (WSV 2016). Davon waren 25.000 Schiffsbewegungen (68 Schiffe pro Tag) Trockenfrachtern sowie Mehrzweck- und Containerschiffen zuzuordnen, und über 8.500 Schiffbewegungen jährlich (23 Schiffe pro Tag) gingen von Tankern aus. Die meisten Schiffe hatten eine Länge von 80 bis 200 m und einen Tiefgang von 4–12 m. Bei der Auswertung der WSV wurde der Fährverkehr zwischen Puttgarden-Rødby nicht berücksichtigt, da der Zähltransekt westlich von der Fährlinie liegt. In dem Bereich der Fährlinie kommen daher noch einmal ca. 36.500 Schiffsbewegungen pro Jahr (ca. 100 Schiffe pro Tag) durch den Fährverkehr zwischen Puttgarden und Rødby hinzu.[96]

NSG „Kadetrinne“

Flächenhafte Auswertung: Für die Auswertung wurde die Schiffsverkehrsdichte der Jahre 2012 bis 2014 analysiert. Hier wird nur das Jahr 2014 grafisch dargestellt (siehe Abb. 41). Schiffsdichtekarten für die Jahre 2015 bis 2017 zeigen für das NSG „Kadetrinne“ vergleichbare Muster wie in den Jahren 2012 bis 2014.[95] Das gesamte Gebiet gehört zum Festlegungsbereich 18. Durch das Gebiet führt anteilig ein Tiefwasserweg, der südliche Teil des Verkehrstrennungsgebietes (VTG) „South of Gedser“ und der Schiffahrtsweg „T“, welcher dieses VTG in Längsrichtung teilt (siehe Abb. 40). Der Schiffsverkehr findet im Gebiet hauptsächlich auf einem von Südwest nach Nordost verlaufenden ca. 5,5 km breiten Streifen auf nahezu der gesamten Breite des NSG statt (Abb. 41). Die mittlere Schiffsverkehrsdichte liegt in diesem Bereich zwischen 30 und 40 Schiffen pro km² und Tag, wobei der Verkehr sich überwiegend aus Gütertransporten zusammensetzt. Betroffen sind ca. 90 % der Schutzgebietsfläche. Nur in einem kleinen nördlichen Bereich in der Mitte des Gebietes ist die Verkehrsdichte mit 10 Schiffen pro km² und Tag deutlich geringer. Deutliche saisonale Muster sind nicht zu erkennen, auch nicht in den Jahren 2012 und 2013.

Transektzählungen: Für die Jahre 2014 und 2015 liegen Daten für ein WSV-Zähltransekt vor (WSV 2016, Abb. 41), von denen hier nur die Daten für 2014 dargestellt werden, um die Vergleichbarkeit mit den flächenhaften Auswertungen zu gewährleisten. Im Jahr 2014 passierten fast 50.000 mit AIS ausgerüstete Schiffe (137 Schiffe pro Tag) ein in West-Ost-

[96] Quelle: https://www.scandlines.de/tickets-und-tarife/fahrplane; 29.01.2018

Richtung verlaufenden und das gesamte VTG „South of Gedser“ umfassenden WSV-Zähltransekt im Bereich des NSG (WSV 2016). Davon waren ca. 28.600 Schiffsbewegungen (78 Schiffe pro Tag) Trockenfrachtern sowie Mehrzweck- und Containerschiffen zuzuordnen, rund 10.000 RoRo-Schiffen (27 Schiffe pro Tag) und über 8.700 Schiffbewegungen jährlich (24 Schiffe pro Tag) gingen von Tankern aus. Die meisten Schiffe hatten eine Länge von 120 bis 180 m und einen Tiefgang von 5 bis 8 m.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Flächenhafte Auswertung: Für die Auswertung wurde die Schiffsverkehrsdichte der Jahre 2012 bis 2014 analysiert. Hier wird nur das Jahr 2014 grafisch dargestellt (siehe Abb. 41). Im Gebiet liegen die Festlegungsbereiche 20 und 21. Im östlichen Teil des Festlegungsbereiches 21 liegt im Gebiet zudem das VTG „Adler Grund“. Der Festlegungsbereich 20 dient als Zufahrt für die Nordansteuerung Swinemünde (Abb. 40). Der Schiffsverkehr findet im Gebiet hauptsächlich in diesen beiden Festlegungsbereichen statt (Abb. 41). Die mittlere Schiffsverkehrsdichte liegt in diesem Bereich zwischen 1 und 10 Schiffen pro km² und Tag, wobei der Verkehr im Festlegungsbereich 21 sich überwiegend aus Gütertransporten und im Festlegungsbereich 20 aus Passagierschiffen zusammensetzt. Betroffen sind ca. 20 % der Schutzgebietsfläche. In den übrigen Bereichen des Gebietes ist die Verkehrsdichte mit 0–1 Schiffen pro km² und Tag sehr gering. Deutliche saisonale Muster sind nicht zu erkennen, auch nicht in den Jahren 2012 und 2013.

In den Jahren 2016 und 2017 kam es zu einem gesteigerten Verkehrsaufkommen zwischen Sassnitz (Mukran) und dem OWP-Cluster nördlich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Abb. 42). Der Schiffsverkehr ist augenscheinlich auf die Errichtung der OWP „Wikinger“ und „Arkona-Becken Südost“ zurückzuführen und wird daher im Folgenden als Serviceverkehr in den Kapiteln zur Energieerzeugung aus Wind behandelt (Kapitel 4.3.2, Kapitel 6.13).

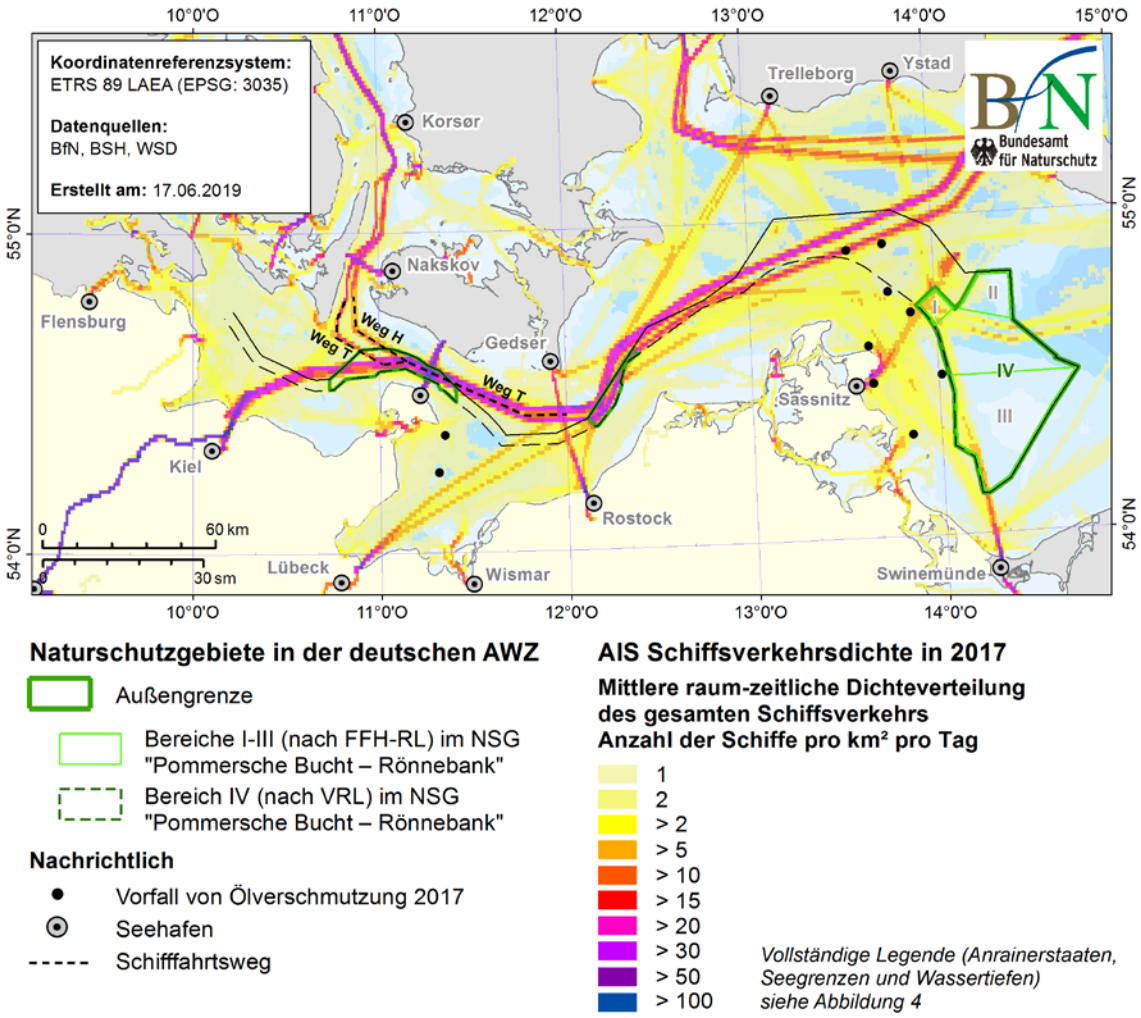


Abb. 42: Mittlere Schiffsverkehrsdichte des gesamten Schiffsverkehrs in der westlichen Ostsee im Jahr 2017 sowie wichtige Seehäfen.

Transektzählungen: Für die Jahre 2014 und 2015 liegen Daten für einen WSV-Zähltransekt vor (WSV schriftl.; Abb. 41), von denen hier nur die Daten für 2014 dargestellt werden, um die Vergleichbarkeit mit den flächenhaften Auswertungen zu gewährleisten. Im Jahr 2014 passierten rund 6.600 mit AIS ausgerüstete Schiffe (18 Schiffe pro Tag) ein in Nord-Süd-Richtung verlaufenden und das gesamte Verkehrstrennungsgebiet „Adler Grund“ im NSG querenden WSV-Zähltransekt (WSV 2016). Davon waren ca. 4.800 Schiffsbewegungen (13 Schiffe pro Tag) Trockenfrachtern sowie Mehrzweck- und Containerschiffen zuzuordnen und über 1.100 Schiffbewegungen jährlich (3 Schiffe pro Tag) gingen von Tankern aus. Die meisten Schiffe hatten eine Länge von 80 bis 180 m und einen Tiefgang von bis zu 10 m.

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 unter anderem 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 Ostsee nicht auftreten.

4.1.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

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 2011 bis 2017 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 vor allem die küstennahen Bereiche erfasst. Dieser Quelle zufolge findet Bootsverkehr in der deutschen AWZ der Ostsee nur in geringem Umfang statt, da im Gegensatz zum Küstenmeer, wo in den Sommerhalbjahren pro Rasterzelle in der Regel jeweils ein Segel- oder Motorboot erfasst wurde, nur vereinzelt Boote auftraten. Da bei den Untersuchungen des FTZ hauptsächlich küstennahe Bereiche untersucht wurden, kann das tatsächliche Aufkommen des Bootsverkehrs in den küstenfernen Bereichen davon abweichen.

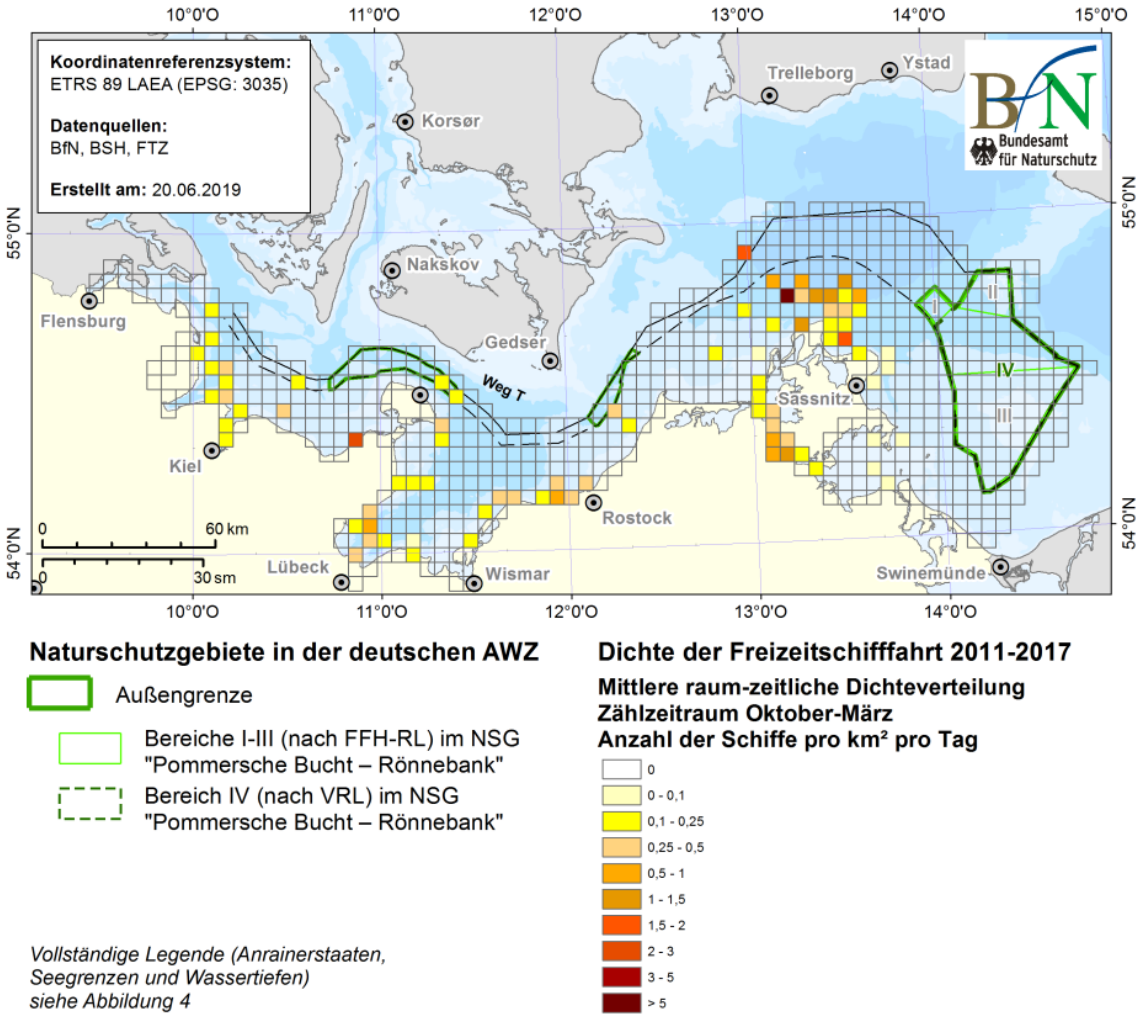


Abb. 43: Mittlere Schiffsverkehrsdichte der Freizeitschifffahrt in der westlichen Ostsee von Oktober bis März über die Jahre 2011-2017.

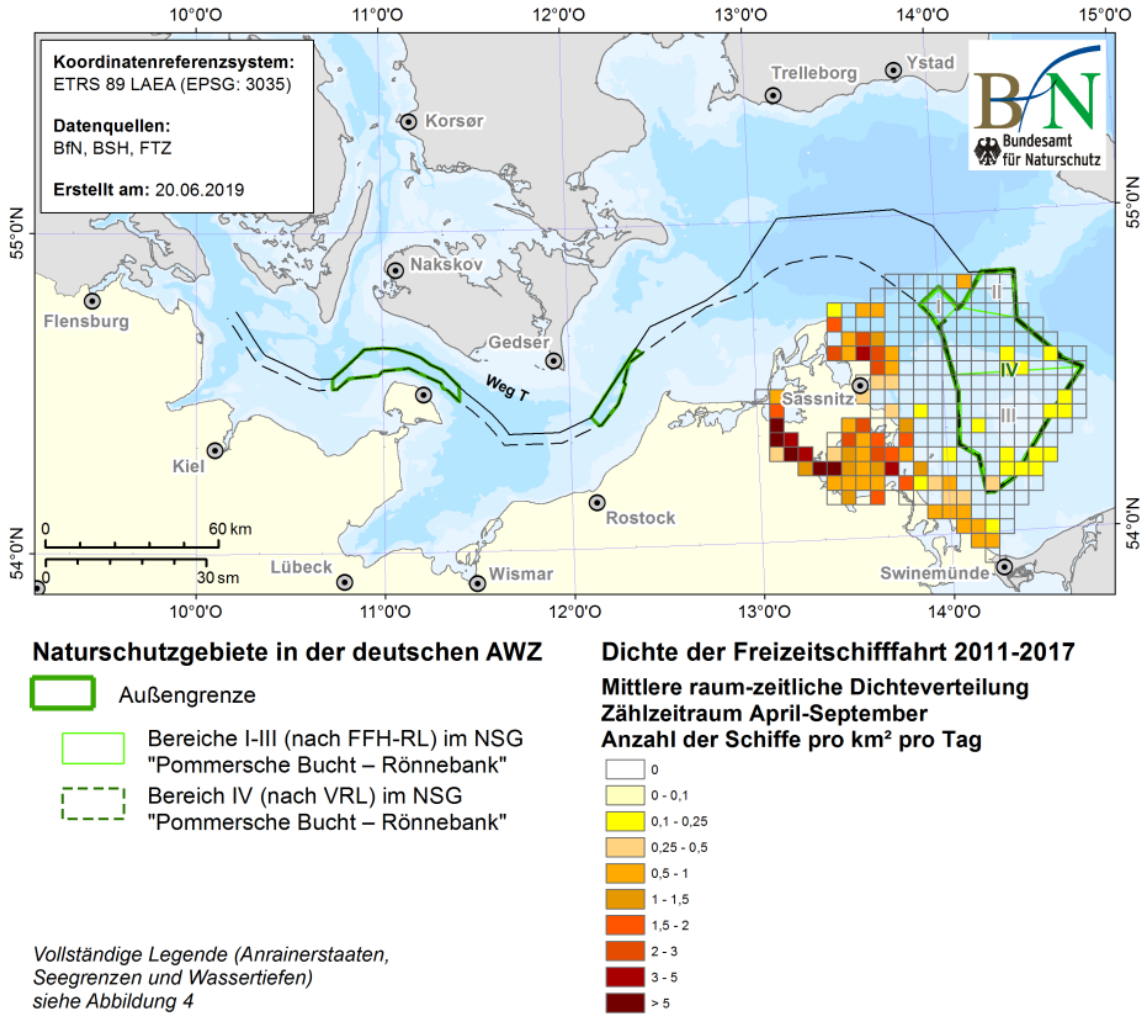


Abb. 44: Mittlere Schiffsverkehrsdichte der Freizeitschifffahrt in der westlichen Ostsee von April bis September über die Jahre 2011-2017.

NSG „Fehmarnbelt“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2011 bis 2017 in den Wintermonaten Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang im östlichen Randbereich statt (siehe Abb. 43). Für die Sommermonate liegen keine Daten vor. Wasserfahrzeuge, die nicht eindeutig der Freizeitschifffahrt zugeordnet wurden, sind hier zudem nicht berücksichtigt. Der tatsächliche Bootsverkehr kann daher von den hier dargestellten Zahlen abweichen.

Im näheren Umkreis des NSG „Fehmarnbelt“ liegen 18 Freizeithäfen mit einer Gesamtkapazität von über 3.300 Liegeplätzen (Stand Juni 2017).[97]

[97] Quelle: Internetauftritte von Freizeithäfen sowie www.adac.de, 22.07.2019. Die Datenauswertung beruht dabei auf inzwischen z.T. nicht mehr zugänglichen Internetauftritten aus dem Jahr 2017.

NSG „Kadetrinne“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2011 bis 2017 in den Wintermonaten Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang im südöstlichen Randbereich statt (siehe Abb. 43). Für die Sommermonate liegen keine Daten vor. Wasserfahrzeuge, die nicht eindeutig der Freizeitschifffahrt zugeordnet wurden, sind hier nicht berücksichtigt. Der tatsächliche Bootsverkehr kann daher von den hier dargestellten Zahlen abweichen.

Im näheren Umkreis des NSG „Kadetrinne“ liegen 5 Freizeithäfen mit einer Gesamtkapazität von über 1.100 Liegeplätzen.[97]

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Schutzgebiet fand im Zeitraum 2011 bis 2017 Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang im Sommer vor allem in den südöstlichen Randbereichen statt (siehe Abb. 44). In den Wintermonaten wurden keine Freizeitschiffe im NSG registriert. Wasserfahrzeuge, die nicht eindeutig der Freizeitschifffahrt zugeordnet wurden, sind hier nicht berücksichtigt. Der tatsächliche Bootsverkehr kann daher davon abweichen.

Im näheren Umkreis des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen 8 Freizeithäfen mit einer Gesamtkapazität von ca. 1.300 Liegeplätzen.[97]

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 Ostsee keine Relevanz. Beim motorisierten Flugverkehr kann zwischen Passagier-, Fracht-, Freizeit- und anderem gewerblichem Flugverkehr (zum Beispiel 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 außerhalb von Städten, anderen dicht besiedelten Gebieten, Industrieanlagen, Menschenansammlungen, Unglücksorten und Katastrophengebieten bei 150 m und darf nur bei Starts und Landungen unterschritten werden. Die Mindestflughöhe in den oben genannten Gebieten liegt bei 600 m und darf nur unterschritten werden, wenn Wetter und Luftraumstruktur es nicht anders zulassen. Mit Sondergenehmigungen werden Flüge zur Erfassung von Seevögeln in 80 m Höhe durchgeführt.

Im kontrollierten Luftraum wird nach Instrumentenflugregeln auf Flugrouten (Flugverfahren im Sinne 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 Ostseeküste befinden sich 24 zivile Flugplätze (ausgenommen reine Segelflugplätze) und 3 militärisch genutzte Flugplätze. Weitere zivile Flugplätze befinden sich im Küstenbereich Dänemarks (Abb. 45). Insgesamt sind auf den zivilen Flugplätzen im Küstenbereich der deutschen Ostsee jährlich über 100.000 Flugbewegungen (Starts und Landungen) zu verzeichnen (UNICONSULT & MKmetric 2012; Statistisches Bundesamt 2016).

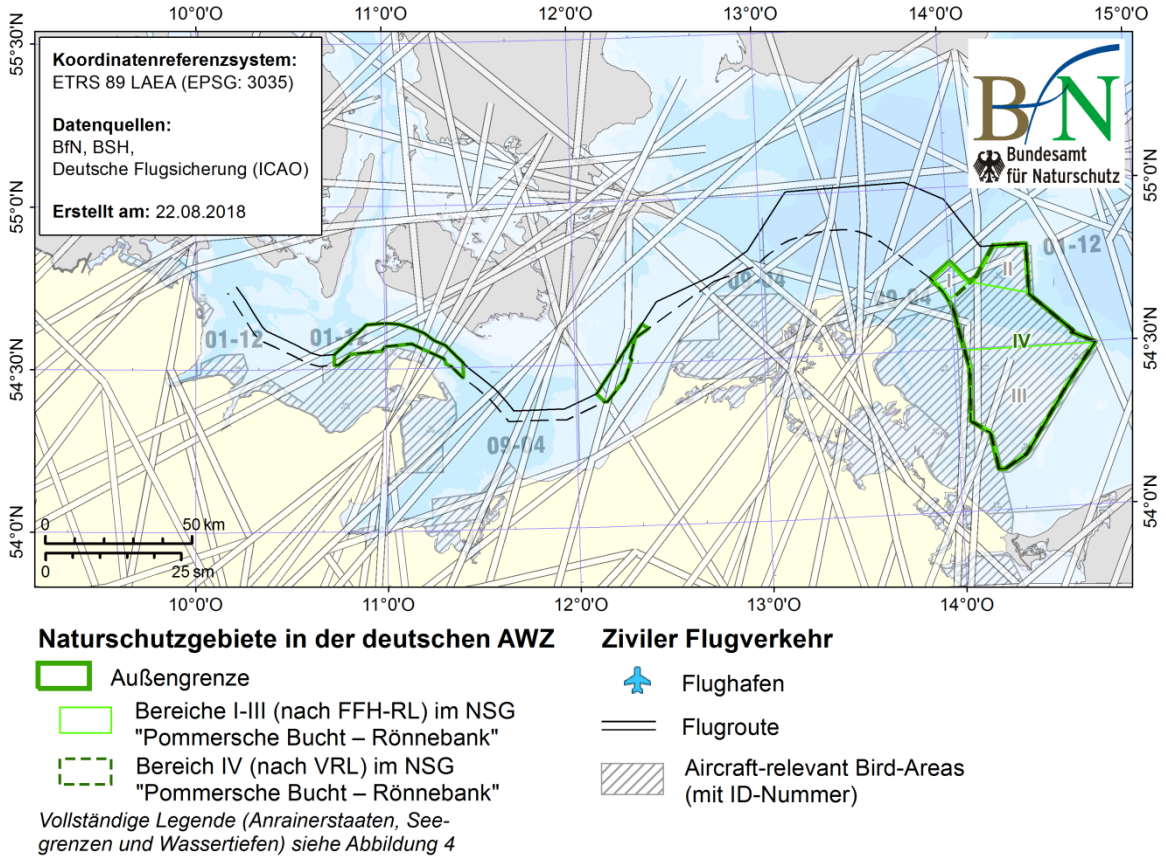


Abb. 45: Flughäfen (Deutschland), Flugrouten sowie luftfahrtrelevante Vogelgebiete (ABA: Aircraft relevant Bird Areas) im Bereich der deutschen AWZ.

NSG „Fehmarnbelt“

Über das NSG „Fehmarnbelt“ führen sechs internationale Flugrouten mit Flughöhen oberhalb von 1.000 m (Abb. 45). Weiterhin findet Flugverkehr auch in geringen Höhen (bis 500 m) statt.

16 Flughäfen mit insgesamt über 58.000 Flugbewegungen (Starts und Landungen) pro Jahr liegen im Küstenbereich des NSG „Fehmarnbelt“ (UNICONSULT & MKmetric 2012; Statistisches Bundesamt 2016).

NSG „Kadetrinne“

Über das NSG „Kadetrinne“ führen zwei internationale Flugrouten mit Flughöhen oberhalb vom 1.000 m (Abb. 45). Weiterhin findet Flugverkehr auch in geringen Höhen (bis 500 m) statt.

10 Flughäfen mit insgesamt über 37.000 Flugbewegungen (Starts und Landungen) pro Jahr liegen im Küstenbereich des NSG „Kadetrinne“ (UNICONSULT & MKmetric 2012; Statistisches Bundesamt 2016).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Über das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ führen fünf internationale Flugrouten mit Flughöhen oberhalb vom 1.000 m (Abb. 45). Weiterhin findet Flugverkehr auch in geringen Höhen (bis 500 m) statt.

8 Flughäfen mit insgesamt über 42.000 Flugbewegungen (Starts und Landungen) pro Jahr liegen im Küstenbereich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (UNICONSULT Universal Transport Consulting GmbH & MKmetric GmbH 2012, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2016).

Mit weiter zunehmendem Flugverkehr im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von Windparks nördlich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist zu rechnen.

Der Bereich IV ist als ein luftfahrtrelevantes Vogelgebiet (ABA ID 064 – „Pommersche Bucht, AWZ“) ausgewiesen (Abb. 45). Hier gilt die Empfehlung, die gesetzliche Mindestflughöhe einzuhalten oder das Gebiet zu umfliegen.[98] Diese Empfehlung gilt im Bereich IV ganzjährig.[99]

4.2 Ressourcennutzung

4.2.1 Berufsfischerei: grundberührende Fischerei

4.2.1.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die grundberührende Fischerei lässt sich anhand der eingesetzten Fanggeräte in verschiede Segmente („Metiers“) aufteilen. Die Europäische Kommission führt ein EU-Flottenregister mit den entsprechenden Informationen für alle Fischereifahrzeuge. Die Registrierung umfasst das Haupt- und Nebenfanggerät (siehe Tab. 50) und ist für alle Fischereifahrzeuge in der EU verpflichtend.

Für die vorliegenden genaueren räumlichen Analysen wurden Daten aus dem satellitengestützten Schiffsüberwachungssystem (VMS) herangezogen. Hier werden in national definierten Intervallen Daten über Zeit, Position, Kurs und Geschwindigkeit von Schiffen

[98] Quelle: https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/belastungen-im-meer/flugverkehr.html; 22.07.2019
[99] Quelle: https://secais.dfs.de/pilotservice/home.jsp; 22.07.2019

an die Fischereibehörden (in Deutschland: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, BLE) gemeldet. Für EU-Fahrzeuge ist die Nutzung des VMS seit 2005 ab einer Länge von 15 m oder mehr, seit dem 1. Januar 2012 ab einer Länge von 12 m oder mehr nach der Verordnung (EG) Nr. 1224/2009 des Rates vom 20. November 2009 (ABl. EU Nr. L 343 vom 22.12.2009, S. 1, EU-Fischerei-Kontrollverordnung) verpflichtend.

Durch VMS- und Logbuchpflicht wird jedoch nur ein kleiner Teil der deutschen Ostseeflotte erfasst, da rund 76 % der deutschen Ostseeflotte kleiner als 8 m (und damit nicht logbuchpflichtig) sowie rund 94 % kleiner als 12 m (und damit nicht VMS-pflichtig) sind (Stand 2016, persönliche Mitteilung Chr. von Dorrien, Thünen-Institut für Ostseefischerei (TI-OF)). Damit können für diese deutschen Flottensegmente so gut wie keine Aussagen über die genaueren Fanggebiete getroffen werden.

Im Folgenden wird der internationale Fischereiaufwand in der deutschen AWZ der Ostsee dargestellt. Um Informationen über das eingesetzte Fanggerät zu erhalten, wurden die VMS-Daten mit Hilfe der Schiffskennung mit Logbuchinformationen verschnitten (ICES 2016a). Für die deutsche Ostsee liegen für die Jahre 2009 bis 2013 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden pro Jahr für Untereinheiten, sogenannte c-squares (Rees 2003), der ICES-Rectangles (deutsch: ICES-Rechtecke) vor (ICES 2015a). Dabei wurden die Fischereiaktivitäten mit allen mobilen, grundberührenden Fanggeräten erfasst und als jährlicher Aufwand in Stunden pro c-square in einem Raster von 0.05° x 0.05° (Breite x Länge, entspricht bei 54,5° nördlicher Breite einer Fläche von ca. 5,6 x 3,2 Kilometern) quantifiziert. Flächenschärfere Daten liegen nicht vor. Zu den mobilen grundberührenden Fanggeräten gehören Grundschleppnetze (OTB, PTB) sowie grundberührende Bootswaden mit und ohne Anker (SDN, SSC) (Tab. 50).

Tab. 50: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der mobilen grundberührenden Fischerei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggerätes	**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
	Waden (ohne nähere Angaben)	SX
	Bootswade	SV
Schleppnetze	Grundschleppnetze (allgemein)	TB
	Baumkurren	TBB
	Kaisergranat-Schleppnetze	TBN
	Garnelen-Schleppnetze	TBS
	Grundscherbrettnetze	OTB
	Zweischiffgrundschleppnetze	PTB
	Scherbrett-Hosennetze	OTT
Dredgen	Bootdredgen	DRB
	Handdredgen, an Bord von Schiffen eingesetzt	DRH
	Mechanisierte Dredgen	HMD

Bei der grundberührenden Fischerei werden in der deutschen Ostsee hauptsächlich Grundscherbrettnetze und Wadennetze eingesetzt (Pedersen et al. 2009; Sell et al. 2011). Hauptzielarten sind Dorsch und Plattfisch. Die Fischerei mit Baumkurren ist in der Ostsee entsprechend der EU-Verordnung 2187/2005 verboten.

Zum Umfang der Industriefischerei als Teil der grundberührenden Fischerei, die der Produktion von Fischmehl und –öl für industrielle Zwecke dient, liegen keine nach Fanggeräten und -gebieten getrennten Daten vor. Zielfischart in der Ostsee ist unter anderen die Sprotte (Deutscher Bundestag 2003). In Abhängigkeit von der Zielart werden neben mobilen grundberührenden Fanggeräten auch pelagische Schleppnetze (Kapitel 4.2.2) in der deutschen AWZ eingesetzt.

4.2.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die mobile grundberührende Fischerei fand im Zeitraum 2010 bis 2013 innerhalb der NSG „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ statt, war jedoch vor allem außerhalb dieser NSG in den deutschen Gewässern der Ostsee verortet (Abb. 46 und Abb. 47). Schwerpunkte waren die tieferen Bereiche der Mecklenburger Bucht (20 bis 30 m) und des Arkonabeckens (30 bis 50 m). Innerhalb der NSG war ein relativ hoher Fischereiaufwand im östlichen Teil des NSG „Fehmarnbelt“ zu beobachten. Dieser lag im Jahr 2013 zum Teil zwischen 150 und 300 Stunden pro Jahr und c-square. Im NSG „Kadetrinne“ belief sich der Fischereiaufwand jährlich fast ausschließlich auf unter 50 Stunden pro c-square und war somit vergleichsweise gering. Die Nutzungsintensität im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ war vor allem im Jahr 2013 mit einem Fischereiaufwand von 0 bis zu 300 Stunden sehr heterogen verteilt. Großflächig fand die mobile grundberührende Fischerei dabei hauptsächlich in Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III statt.

Insgesamt scheint es im Verlauf des Betrachtungszeitraums zu einer Aufwandssteigerung der mobilen grundberührenden Fischerei in der westlichen Ostsee gekommen zu sein. Dies ist jedoch zumindest teilweise auf eine bessere Datenverfügbarkeit durch die seit Januar 2012 geltende VMS-Pflicht für Schiffe > 12 m zurückzuführen. Laut EU-Flottenregister haben ca. 16 % der für die mobile grundberührende Fischerei eingesetzten Schiffe eine Länge von 12 bis 15 m (ICES 2016a), die erst seit 2012 erfasst werden. Bei den vorliegenden Daten wurde nicht zwischen den einzelnen Fanggeräten unterschieden. Nach Pedersen et al. (2009), Schückel et al. (2011) und von Dorrien (2018) und handelt es sich bei den in der Ostsee eingesetzten Fanggeräten hauptsächlich um Schleppnetze, vor allem um Grundscherbrettnetze (Kurzbezeichnung OTB), und in geringem Umfang um Wadennetze.

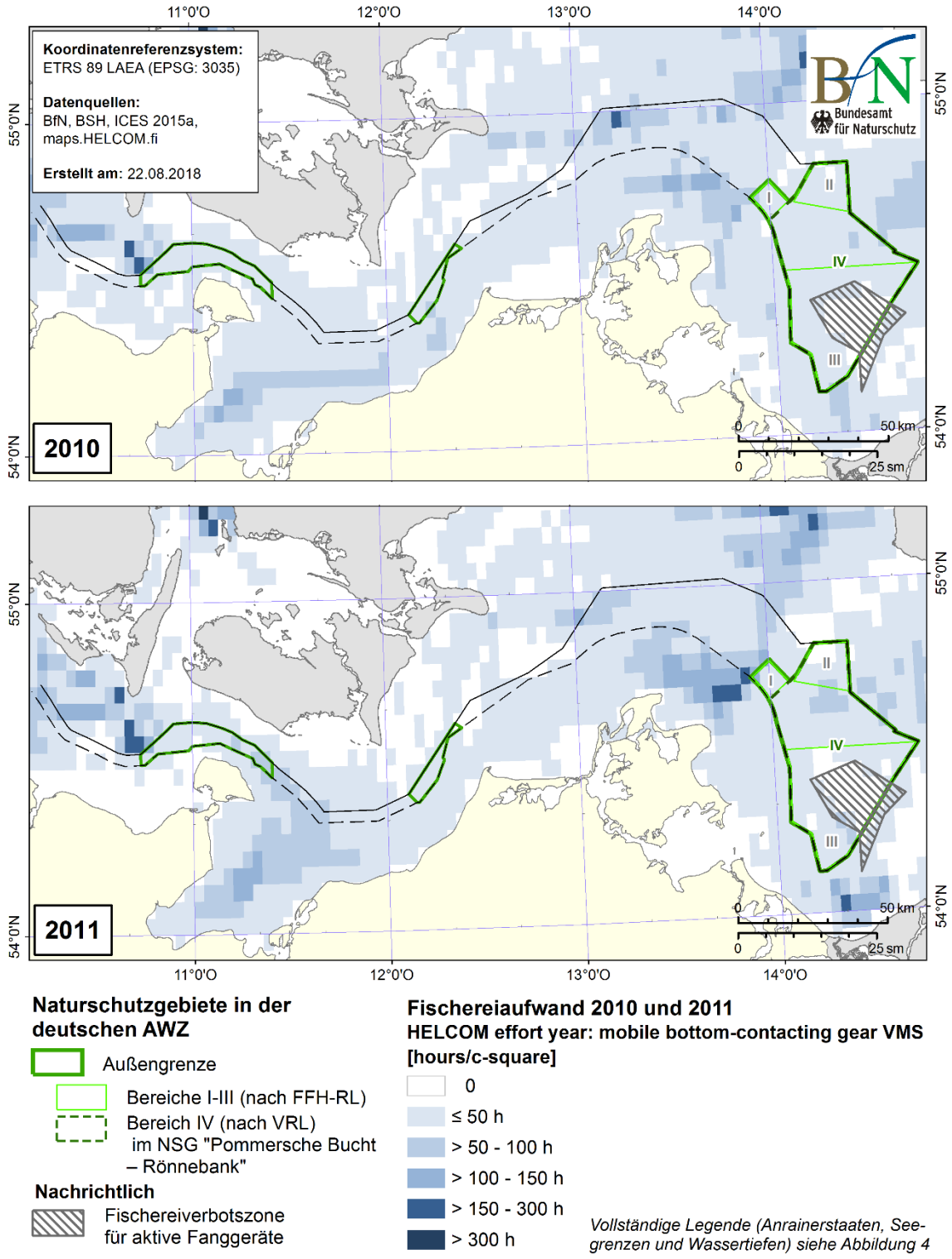


Abb. 46: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die mobile grundberührende Fischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2010/2011.

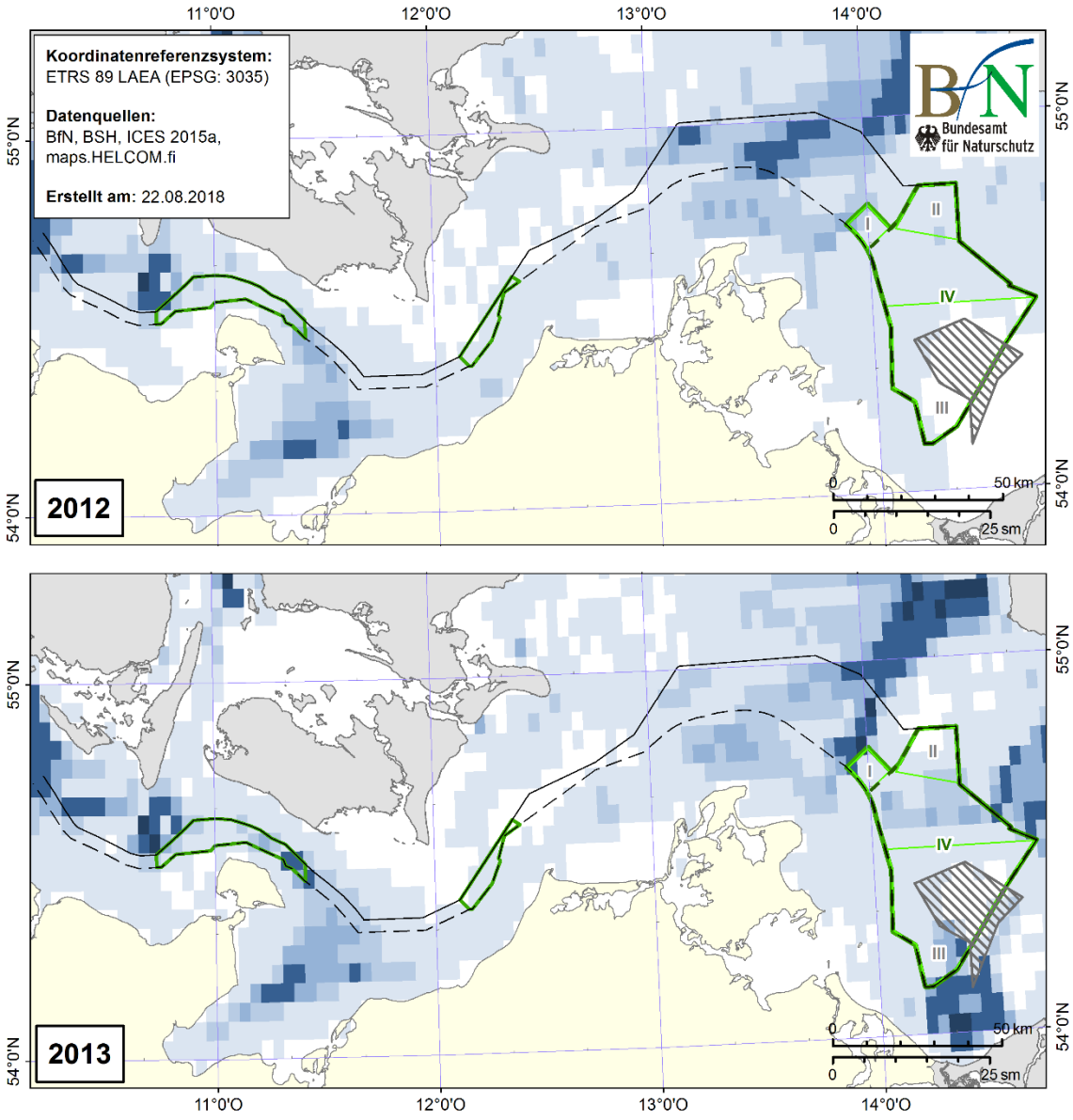


Abb. 47: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die mobile grundberührende Fischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2012/2013.

NSG „Fehmarnbelt“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 vor allem Grundscherbrettnetzfischerei auf Sprotte (2.566 t), Dorsch (705 t), Hering (532 t) und Wittling (346 t) statt. Bei der Fischerei mit Grundwaden wurden weiterhin 34 t Dorsch gefangen. Aktuellere Daten zu Zielarten, Fangmengen und eingesetztem Fanggerät liegen nicht vor.

Im Jahr 2013 fand die mobile grundberührende Fischerei mit Schleppnetzen und möglicherweise auch in sehr geringem Umfang die grundberührende Waden(Seine)fischerei (siehe Pedersen et al. 2009) im Gebiet mit einem Gesamtaufwand von 995 Stunden statt (ICES (2016a); Abb. 47). Diese Art der Fischerei wurde 2013 vorwiegend im westlichen Teil und in der östlichen Hälfte des Gebiets durchgeführt. In den Jahren 2010 bis 2012 fanden diese Fischereien ebenfalls hauptsächlich im westlichen und östlichen Bereich auf einer relativ kleinen Fläche mit einem Aufwand von bis zu 300 Stunden pro Jahr und c-square statt (siehe Abb. 46 und Abb. 47). In den übrigen Bereichen lag der Aufwand je c-square zwischen 0 und 50 Stunden pro Jahr. Eine Zuordnung zu einzelnen Fangeräten ist anhand der vorliegenden Daten (siehe Abb. 46 und Abb. 47) nicht möglich. Es handelt sich jedoch wahrscheinlich hauptsächlich um Grundscherbrettnetze (Kurzbezeichnung OTB) (vergleiche Pedersen et al. 2009 und Sell et al. 2011). Die Fischereiaktivitäten im Zeitraum von September 2014 bis September 2015 lagen in den gleichen Bereichen des Gebietes wie im Jahr 2013 (Europäische Kommission 2016). Daten zum Fischereiaufwand liegen für diesen Zeitraum nicht vor.

In den Jahren 2013-2017 fand mobile grundberührende Fischerei im ursprünglich geplanten Fischereiausschlussgebiet im NSG „Fehmarnbelt“ (Abb. 48, Stand 2018) durch Dänemark und Deutschland mit einem durchschnittlichen Aufwand von 172 Stunden pro Jahr statt (von Dorrien 2018). Wichtigste mobile Fanggeräte waren dabei Grundscherbrettnetze, Hauptzielarten waren Dorsche und verschiedene Plattfischarten. In diesem Zeitraum belief sich die Fangmenge auf durchschnittlich 41,5 t pro Jahr. Zahlen für das aktuell geplante Fischereiausschlussgebiet (Stand Juni 2019) liegen derzeit nicht vor.

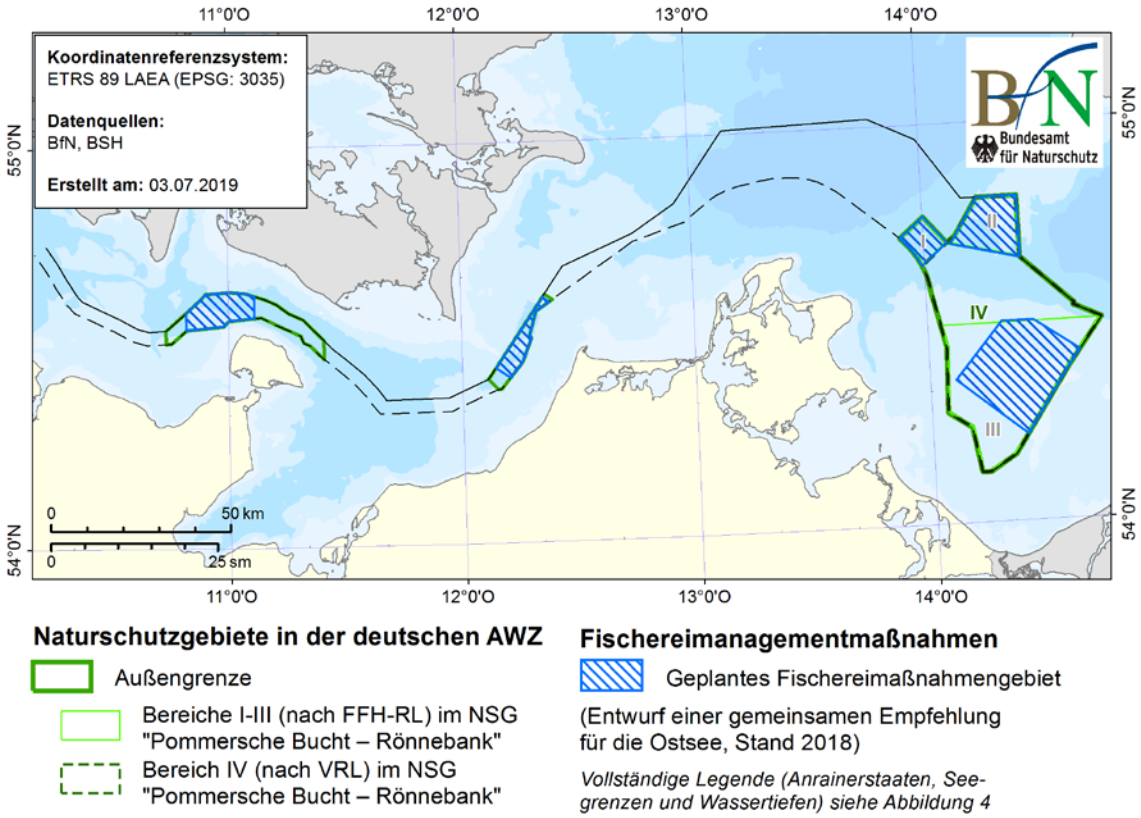


Abb. 48: Vorgeschlagene Ausschlussgebiete für die mobile grundberührende Fischerei im Rahmen einer noch international abzustimmenden Gemeinsamen Empfehlung für die Ostsee (Stand 2018)
Die hier dargestellten Maßnahmengebiete überschneiden sich mit den gemeldeten Vorkommen der LRT. Aufgrund neuer Erkenntnisse zur Dimension der Ausdehnung der Riffflächen im NSG „Fehmarnbelt“ ist eine Westerweiterung des Ausschlussgebiets geplant. Fischereidaten dazu liegen noch nicht vor (Stand Juni 2019).

NSG „Kadetrinne“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 Grundscherbrettnetzfischerei auf Hering (23 t), Sprotte (11 t) und Dorsch (10 t) statt. Bei der Fischerei mit Grundwaden wurden 2006 weiterhin 10 t Dorsch gefangen. Aktuellere Daten zu Zielarten, Fangmengen und eingesetztem Fanggerät liegen nicht vor.

Im Jahr 2013 fand die mobile grundberührende Fischerei mit Schleppnetzen und möglicherweise auch in sehr geringem Umfang die grundberührende Waden(Seine)fischerei (siehe Pedersen et al. (2009)) im Gebiet mit einem Gesamtaufwand von nur 10 Stunden statt (ICES (2016a); Abb. 47). Auch in den Jahren 2010 bis 2012 wurden die Fischereien im gesamten Schutzgebiet fast ausschließlich mit einem Aufwand von 0–50 Stunden pro Jahr und c square durchgeführt (siehe Abb. 46 und Abb. 47). Eine Zuordnung zu einzelnen Fangeräten ist anhand der vorliegenden Daten (siehe Abb. 46 und Abb. 47) nicht möglich. Es handelt sich jedoch wahrscheinlich hauptsächlich um Grundscherbrettnetze (OTB) (vergleiche Pedersen et al. (2009); Sell et al. (2011)).

In den Jahren 2013-2017 fand mobile grundberührende Fischerei im geplanten Fischereiausschlussgebiet im NSG „Kadetrinne“ (Abb. 48, Stand 2018) durch Dänemark und

Deutschland mit einem durchschnittlichen Aufwand von 8 Stunden pro Jahr statt (von Dorrien 2018). Wichtigste mobile Fanggeräte waren dabei Zweischiffgrundschleppnetze und demersale Scherbrettnetze zum Fang von Dorschen. In diesem Zeitraum belief sich die Fangmenge auf durchschnittlich 664 kg pro Jahr.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 vor allem Grundscherbrettnetzfischerei auf Dorsch (785 t), Hering (253 t) und Flunder (174 t) statt. Bei der Fischerei mit Grundwaden wurden weiterhin 3 t Dorsch und 1 t Flunder gefangen. Aktuellere Daten zu Zielarten, Fangmengen und eingesetztem Fanggerät liegen nicht vor.

Im Jahr 2013 fand die mobile grundberührende Fischerei mit Schleppnetzen und möglicherweise auch in sehr geringem Umfang die grundberührende Waden(Seine)fischerei (siehe Pedersen et al. 2009) im Gebiet mit einem Gesamtaufwand von 3.496 Stunden statt (ICES (2016a); Abb. 47). Diese Art der Fischerei wurde 2013 vorwiegend im nördlichen Teil des Bereiches I, im südlichen Teil des Bereiches III und im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III durchgeführt. Insgesamt war die Nutzungsintensität sehr heterogen über das Komplexgebiet verteilt.

In den Jahren 2010 bis 2012 fanden diese Fischereien kleinräumiger ebenfalls hauptsächlich in den oben genannten Bereichen mit einem Aufwand von weniger als 150 Stunden pro Jahr und c square statt (siehe Abb. 46 und Abb. 47). In den übrigen Bereichen lag der Aufwand zwischen 0 und 50 Stunden pro Jahr und c square. Auf Teilen der Oderbank gab es keine Fischereiaktivitäten (siehe Abb. 46 und Abb. 47). Hier ist es im Tiefenbereich < 10 m ganzjährig verboten, mit aktiven Fanggeräten wie Grundschleppnetzen zu fischen (EU-Verordnung 2187/2005). Eine Zuordnung zu einzelnen Fangeräten ist anhand der vorliegenden Daten (siehe Abb. 46 und Abb. 47) nicht möglich. Es handelt sich jedoch wahrscheinlich hauptsächlich um Grundscherbrettnetze (Kurzbezeichnung OTB) (vergleiche Pedersen et al. 2009 und Sell et al. 2011). Die Fischereiaktivitäten im Zeitraum von September 2014 bis September 2015 lagen in ähnlichen Bereichen wie im Jahr 2013 (Europäische Kommission 2016). Daten zum Fischereiaufwand liegen für diesen Zeitraum nicht vor.

In den Jahren 2013-2017 fand mobile grundberührende Fischerei in den geplanten Fischereiausschlussgebieten im NSG „Pommersche Bucht - Rönnebank“ (Adlergrund, Westliche Rönnebank, Pommersche Bucht mit Oderbank; Abb. 48) durch Dänemark, Deutschland und Polen mit einem durchschnittlichen Aufwand von 246 Stunden pro Jahr statt (von Dorrien 2018). In diesem Zeitraum belief sich die Fangmenge auf durchschnittlich 24 t pro Jahr. Wichtigste mobile Fanggeräte im Adlergrund waren Grundscherbrettnetze sowie Zweischiffgrundschleppnetze; Hauptzielart war der Dorsch. Auf der Westlichen Rönnebank und in der Pommerschen Bucht mit Oderbank wurden hingegen überwiegend Plattfische (Flundern) gefangen, Hauptfangeräte waren dabei Grundscherbrettnetze (von Dorrien 2018).

4.2.2 Berufsfischerei: pelagische Schleppnetzfischerei

4.2.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Pelagische Schleppnetze werden im freien Wasserkörper (pelagisch) in unterschiedlichen Wassertiefen eingesetzt. Die pelagische Schleppnetzfischerei lässt sich anhand der eingesetzten Fanggeräte in zwei Kategorien unterteilen (siehe Tab. 51). Dabei werden die pelagischen Scherbrett-Schleppnetze von einem und oder zwei Schiffen (pelagische Zweischiff-Schleppnetze) geschleppt. Zielarten in der Ostsee sind vor allem die pelagischen Schwarmfischarten Hering und Sprotte sowie Dorsch und Wittling. Pelagische Schleppnetze sind meist nicht grundberührend. Ein Einfluss auf den Meeresboden ist nur dann gegeben, wenn das Netzende (Steert) bei größeren Fängen selbigen berührt.

Für die deutsche Ostsee liegen für die Jahre 2010 bis 2013 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden pro Jahr für Untereinheiten der ICES-Rectangles vor. Diese sogenannten c-squares (vergleiche Rees (2003)) haben eine Größe von 0,05° x 0,05° (Breite x Länge, entspricht bei 54,5° nördlicher Breite einer Fläche von ca. 5,6 x 3,2 km). Flächenschärfere Daten liegen nicht vor.

Tab. 51: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der pelagischen Schleppnetzfischerei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggerätes	**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 Zweischiffschleppnetze	PTM

4.2.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Fischerei mit pelagischen Schleppnetzen fand in den deutschen Gewässern der Ostsee im Zeitraum 2010 bis 2013 vor allem außerhalb der NSG „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und auch dort nur in einem vergleichsweise geringen Umfang statt (Abb. 49 und Abb. 50). Schwerpunkt war der Bereich nordöstlich der Insel Rügen. Der Aufwand in den befischten Bereichen lag überwiegend unter 300 Stunden je c-square und Jahr.

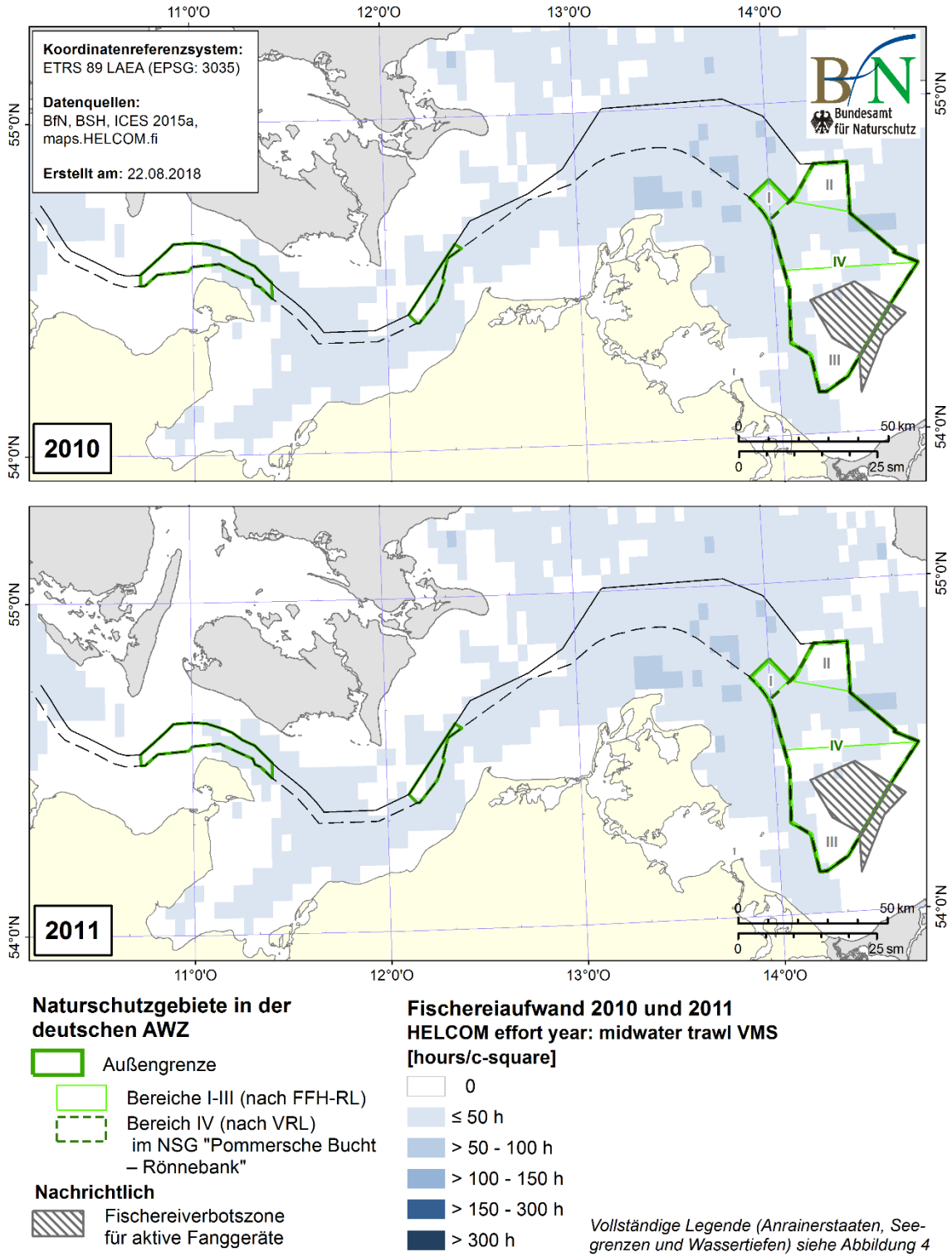


Abb. 49: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die pelagische Schleppnetzfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der westlichen Ostsee in den Jahren 2010/2011.

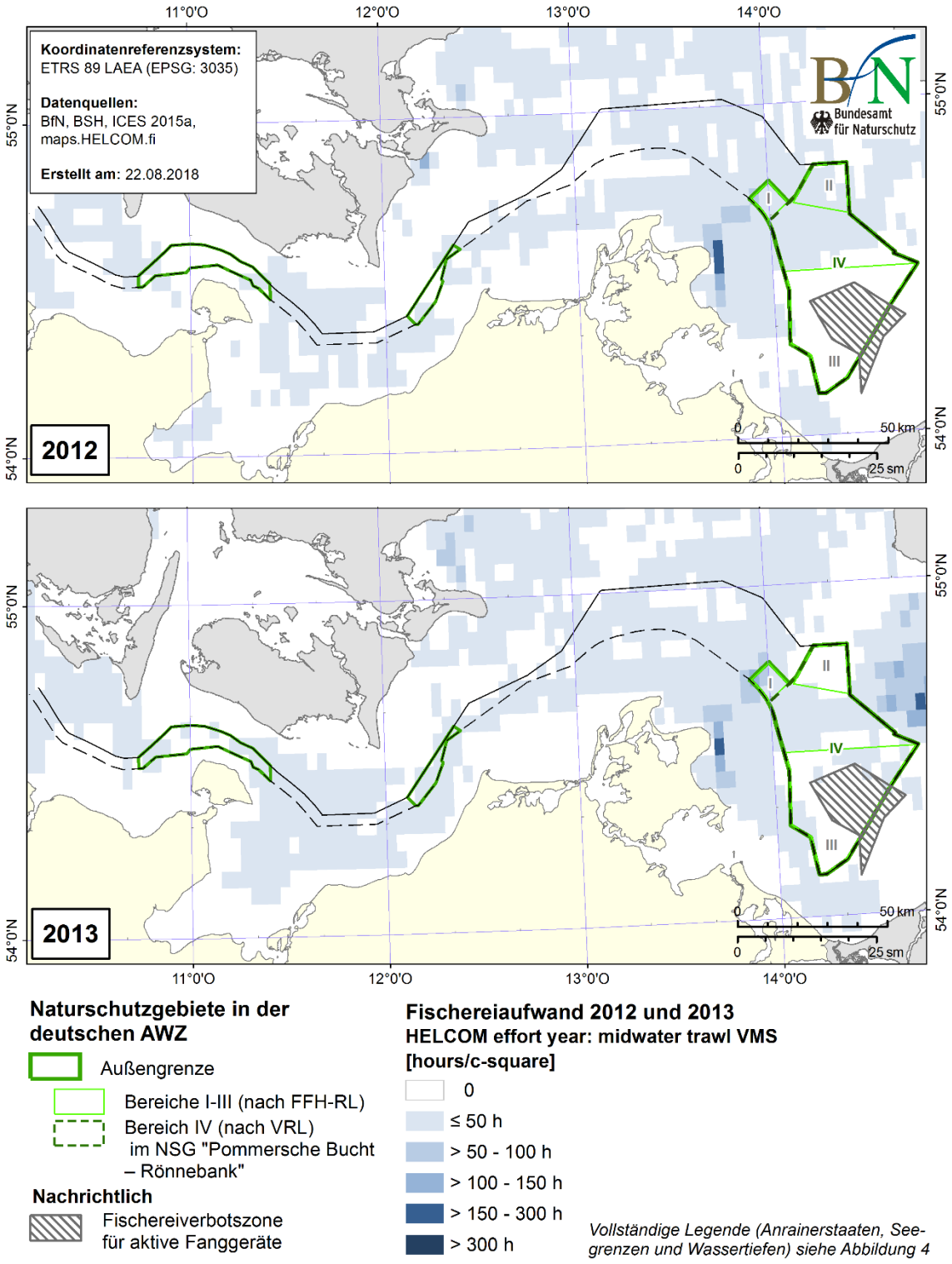


Abb. 50: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die pelagische Schleppnetzfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der deutschen Ostsee in den Jahren 2012/2013.

NSG „Fehmarnbelt“

Im Jahr 2013 fand im Gebiet die pelagische Schleppnetzfischerei vor allem im westlichen und im östlichen Teil mit einem geringen Gesamtaufwand im Gesamtgebiet von unter 50 Stunden pro Jahr statt (ICES (2016a); Abb. 50). In den Jahren 2010 bis 2012 wurde die pelagische Schleppnetzfischerei ebenfalls hauptsächlich im westlichen und östlichen Teil und nur in einem geringen Umfang durchgeführt (siehe Abb. 49 und Abb. 50).

In den Jahren 2013-2017 fand pelagische Schleppnetzfischerei im NSG „Fehmarnbelt“ statt (von Dorrien 2018). Teile des Fischereiaufwands sind in von Dorrien (2018) dargestellt, für die Fangmengen liegen keine exakten Daten für das NSG vor.

NSG „Kadetrinne“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 vor allem die pelagische Schleppnetzfischerei auf Hering (10 t) statt. Im Jahr 2013 wurde im Gebiet die pelagische Schleppnetzfischerei mit einem sehr geringen Gesamtaufwand von 8 Stunden pro Jahr durchgeführt (ICES (2016a); Abb. 50). In den Jahren 2010 bis 2012 fand die pelagische Schleppnetzfischerei ebenfalls mit einem nur sehr geringen Umfang im Gebiet statt (siehe Abb. 49 und Abb. 50).

In den Jahren 2013-2017 fand pelagische Schleppnetzfischerei im NSG „Kadetrinne“statt (von Dorrien 2018). Teile des Fischereiaufwands sind in von Dorrien (2018) dargestellt, für die Fangmengen liegen keine exakten Daten für das NSG vor.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 vor allem die pelagische Schleppnetzfischerei auf Hering (1.668 t), Dorsch (22 t) und Sprotte (25 t) statt.

Im Jahr 2013 wurde im Gebiet die pelagische Schleppnetzfischerei vorwiegend im nördlichen Teil des Bereiches I und im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III durchgeführt (ICES (2016a); Abb. 50). Der Gesamtaufwand im Gebiet betrug 482 Stunden. In den Jahren 2010 bis 2012 fand die pelagische Schleppnetzfischerei ebenfalls hauptsächlich in diesen Bereichen des Gebietes statt. Im Bereich der Oderbank gab es zwischen 2010 und 2013 keine Fischereiaktivitäten (siehe Abb. 49 und Abb. 50). Hier ist es ganzjährig verboten, mit aktiven Fanggeräten wie pelagischen Schleppnetzen zu fischen (EU-Verordnung 2187/2005).

In den Jahren 2013-2017 fand pelagische Schleppnetzfischerei im NSG „Pommersche Bucht - Rönnebank“ mit Ausnahme von Teilen der Oderbank flächendeckend statt (von Dorrien 2018). Teile des Fischereiaufwands sind in von Dorrien (2018) dargestellt, für die Fangmengen liegen keine exakten Daten für das NSG vor.

4.2.3 Berufsfischerei: Stellnetzfischerei

4.2.3.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Die passive Stellnetzfischerei wird in der deutschen Ostsee mit sogenannten Kiemen- und Verwickelnetzen ausgeübt und lässt sich anhand der Fanggeräte in verschiedene Kategorien unterteilen (siehe Tab. 52). Kiemen- und Verwickelnetze werden vertikal an der Oberfläche, in der freien Wassersäule oder am Boden eingesetzt, Stellnetze sind Kiemen- und/oder Verwickelnetze, die am Boden befestigt werden.[100] Für die deutsche Ostsee liegen Daten für das Jahr 2006 in Form von Fischereiaufwandsstunden pro Jahr für Untereinheiten der ICES-Rectangles vor. Diese sogenannten rectfines (vergleiche Sell et al. 2011, ICES 2012) haben eine Fläche von 1/100 eines ICES-Rectangles und eine Größe von 3 x 3 sm (ca. 5,6 x 5,6 km), die etwas größer sind als die c-squares (Kapitel 4.2.2). Flächenschärfere Daten liegen nicht vor. Weiterhin liegen für die Jahre 2010 bis 2015 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden für ICES-Rectangles vor. Diese Rechtecke haben eine Größe von 30 x 30 sm (ca. 56 x 56 km). Flächenschärfere Daten liegen für den Zeitraum 2010 bis 2015 nicht vor. Da die Jahre 2014 und 2015 repräsentativ sind für den Aufwand in der Stellnetzfischerei, wird auf eine kartographische Darstellung der Jahre 2010–2013 verzichtet.

Tab. 52: Kategorien der eingesetzten Fanggeräte in der Stellnetzfischerei im EU-Flottenregister.

Kategorie des Fanggerätes	**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 (inkl. Trammelnetze)	GTR
	Kombinierte Kiemen-/Verwickelnetze	GTN

Stellnetze bestehen normalerweise aus einer oder mehreren Netzwänden aus einfädiger oder geflochtener Nylonschnur. Im Falle der einwandigen Stellnetze werden die Fische gefangen, wenn sie beim Versuch des Durchschwimmens mit dem Kopf stecken bleiben und beim Befreiungsversuch mit den Kiemendeckeln hängen bleiben. Diese Netze werden daher auch als Kiemen- und Verwickelnetze bezeichnet. Bei den mehrwandigen Stellnetzen verwickeln sich die Fische beim Versuch des Durchschwimmens in den Netzmaschen und werden deshalb zu den Verwickelnetzem gezählt.

[100] Quelle: https://www.fischbestaende-online.de/fanggeraete/passive-geraete/kiemennetze-vergleichbare-netze/; Stand 24.07.2019

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. mit der Änderung der Durchführungsverordnung zur Kontrollverordnung (EU) Nr. 404/2011 (ABl. EU L 112) zum Ende des Jahres 2015 eingeführt. Angaben zu den tatsächlich eingesetzten Netzlängen liegen daher nicht vor. In der Ostsee gibt es eine Längenbeschränkung für Kiemennetze, Verwickelnetze und Trammelnetze von 9 km für Fahrzeuge bis zu 12 m Länge bzw. 21 km für Fahrzeuge über 12 m Länge (EU-Verordnung 2187/2005). Zielfischarten in der Ostsee sind vor allem Dorsch, Hering und Plattfische. Stellnetze zum Fang von Heringen haben eine Maschenöffnung von 32 bis 80 mm. Stellnetze zum Fang von Dorsch und Plattfischen haben eine Maschenöffnung von 110 bis 240 mm (Deutscher Bundestag 2016). Darüber hinaus werden zum Fang von Plattfischen Trammelnetze eingesetzt, die auch Spiegelnetze oder Mehrwandnetze genannt werden. Es handelt sich dabei um eine spezielle Form der Verwickelnetze, die aus 3 Lagen besteht. Die innere Lage hat eine Maschenöffnung von 100 bis 140 mm und die äußeren Lagen haben eine Öffnung von 280 bis 600 mm (Pfander et al. 2012). Dabei werden einzelne Stellnetz-Blätter (sogenannte Fleete) miteinander verknüpft. Die in der dänischen und deutschen Fischerei verwendeten Stellnetz-Blätter sind jeweils 50–60 m lang.

Im ICES-Untergebiet 24, hier befinden sich die NSG „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“, ist es gemäß der EU-Verordnung 812/2004 Schiffen mit einer Gesamtlänge von 12 m oder mehr ganzjährig untersagt, stationäre Kiemen- oder Verwickelnetze einzusetzen, ohne gleichzeitig aktive akustische Abschreckvorrichtungen zu verwenden. Diese akustischen Abschreckvorrichtungen (sogenannte Pinger) zum Schutz von Schweinswalen werden in der Verordnung näher spezifiziert und haben einen Quellpegel von 130 bis 150 dB re 1 µPa 1 m. Den Großteil der stellnetzsetzenden Schiffe betrifft dies jedoch nicht, da sie kleiner als 12 m sind (Sell et al. 2011). Genaue Aussagen, welcher Anteil der Stellnetzflotte von der Pingerpflicht betroffen ist und ob diese eingehalten wird, sind nicht möglich (Read et al. 2017).

4.2.3.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Fischerei mit Stellnetzen fand in den deutschen Gewässern der Ostsee im Jahren 2005 bis 2007 sowie den hier dargestellten Jahren 2014 und 2015 vor allem im Bereich der Kieler Bucht, der Mecklenburger Bucht, im Arkonabecken, im Greifswalder Bodden, im Bereich des Adlergrunds und südlich der Oderbank statt (Abb. 51 bis Abb. 53). Der Aufwand lag in den befischten Bereichen in den Jahren von 2010 bis 2015 zwischen weniger als 50 bis über 179.000 Stunden je ICES-Rectangle und Jahr bzw. im Jahr 2006 zwischen 0 und über 500 Stunden je rectfine und Jahr.

Die Daten basieren auf einer Auswertung von VMS- und Logbuchdaten. Durch diese Daten wird jedoch nur ein kleiner Teil der Fischereiaktivitäten durch die Stellnetzfischerei in der Ostsee erfasst, da es für Schiffe unter 15 m keine VMS-Pflicht und für Schiffe unter 10 m (bzw. 8 m bei Vorliegen einer Dorschquote) keine Logbuch-Pflicht gibt. Im Jahr 2008

waren 66 % der Schiffe der deutschen Ostseeflotte kleiner als 8 m und 94 % der Schiffe kleiner als 15 m. Für diese Schiffe können keine Aussagen über die Fischereiaktivitäten getroffen werden (Sell et al. 2011). Da kleine Fischereifahrzeuge überwiegend passive Fangmethoden wie Stellnetze einsetzen (Koschinski & Wolff 2012), ist davon auszugehen, dass der tatsächliche Fischereiaufwand der Stellnetzfischerei in der deutschen Ostsee deutlich höher ist als die über VMS- und Logbuchdaten ermittelten Werte.

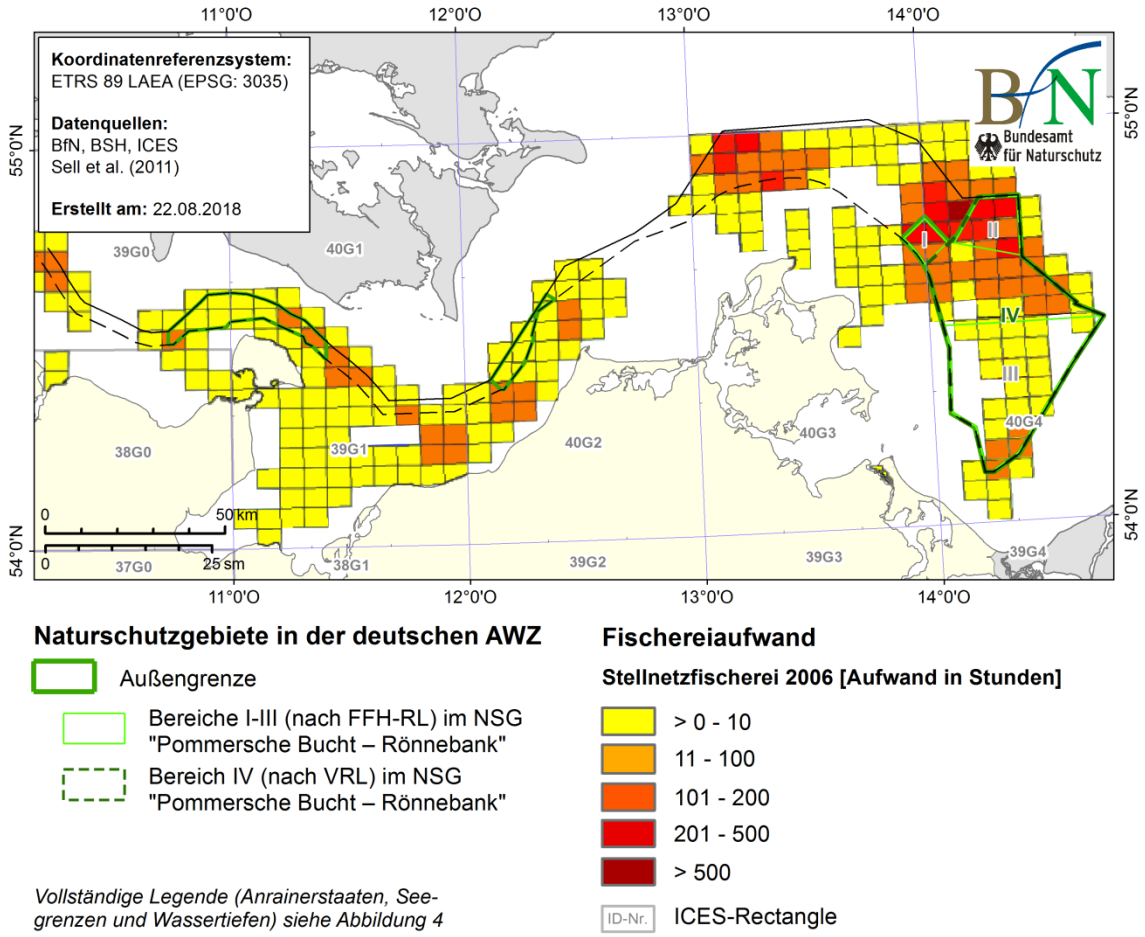


Abb. 51: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für Stell- und Verwickelnetze, in Stunden/Jahr in den deutschen Gewässern der Ostsee im Jahr 2006.

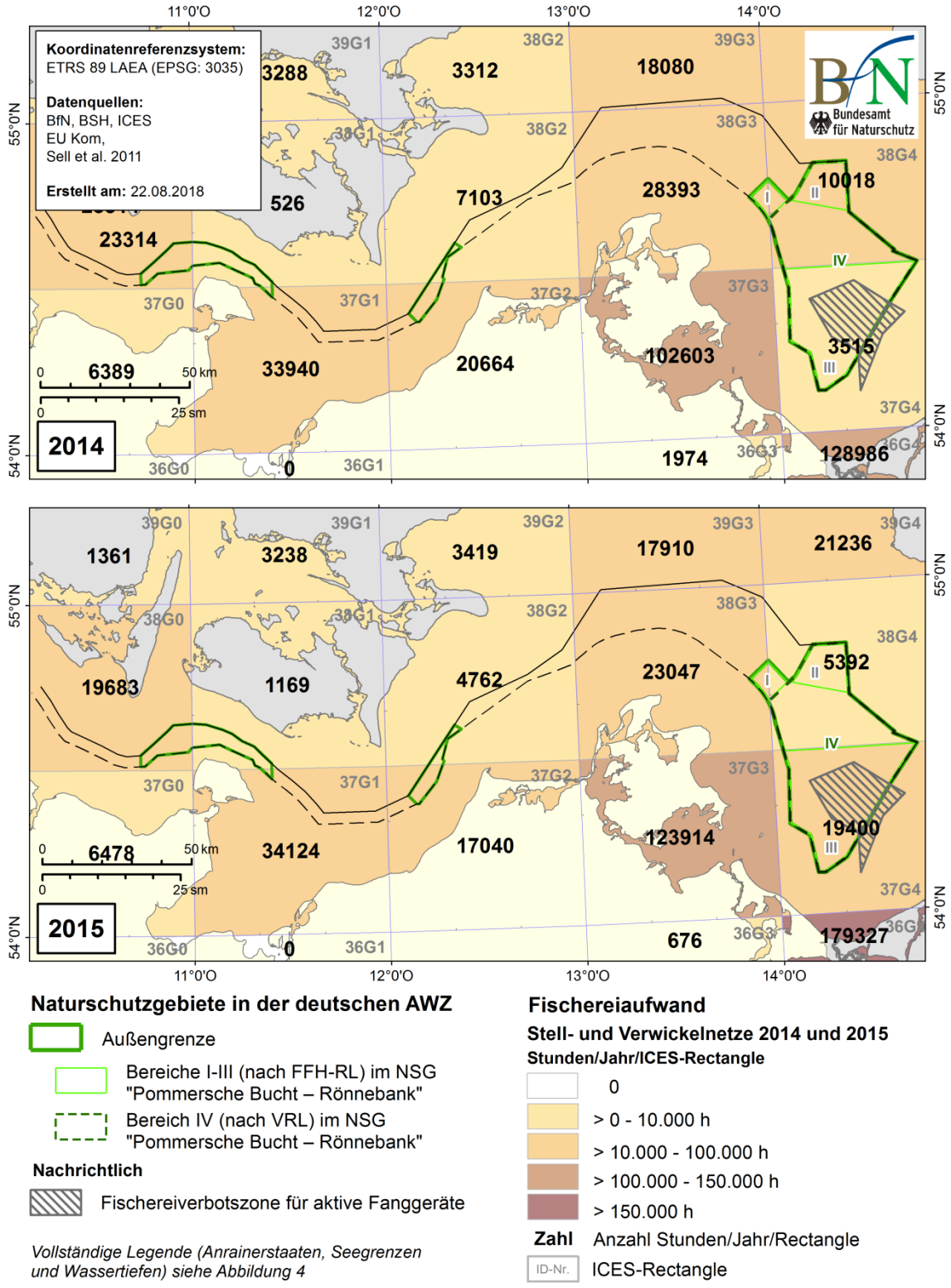


Abb. 52: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort)[101] für Stell- und Verwickelnetze in Stunden/Jahr/ICES-Rectangle in den deutschen Gewässern der Ostsee in den Jahren 2014/2015.

[101] Quelle: https://stecf.jrc.ec.europa.eu/dd/effort/graphs-quarter; 24.07.2019

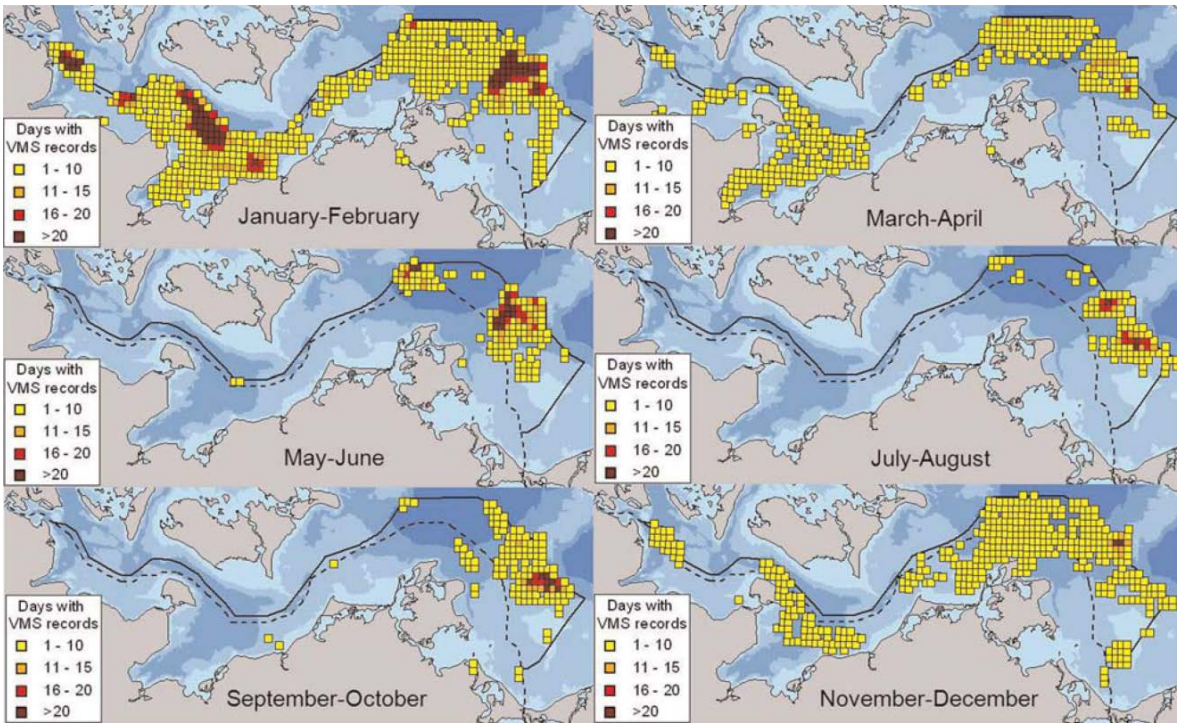


Abb. 53: Saisonale Verteilung der Stellnetzfischerei in der westlichen Ostsee im Zeitraum 2005–2007 (Sonntag et al. 2012).

NSG „Fehmarnbelt“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Gebiet im Jahr 2006 vor allem Stellnetzfischerei auf Dorsch (131 t), Aal (16 t) und Plattfischarten (19 t) statt.

Im Jahr 2006 wurde im NSG die Stellnetzfischerei schwerpunktmäßig auf im westlichen und östlichen Gebiet (Abb. 51) ausgeübt (Pedersen et al. 2009). Der Gesamtaufwand im Gebiet betrug 83 Stunden. Aktuellere gebietsspezifische Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Für die Jahre 2014 und 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor (Abb. 44). Das Gebiet liegt im Bereich von 3 ICES-Rectangles. Es nimmt eine Fläche von knapp 3,5 % des ICES-Rectangles 38G0, etwas über 4 % des ICES-Rectangles 38G1 und weniger als 0,15 % des ICES-Rectangles 37G1 ein. Eine Aussage zum exakten Fischereiaufwand mit Stellnetzen im Schutzgebiet ist daher nicht möglich. Aus dem geringen Fischereiaufwand im ICES-Rectangle 38G1 lässt sich jedoch eine möglicherweise geringere Fischereiaktivität im mittleren Teil des Gebietes ableiten.

In den Jahren 2005 bis 2007 lag die Hauptaktivität jeweils in den Monaten Januar und Februar (Sonntag et al. (2012); Abb. 53). In den Monaten Mai bis Oktober wurde in diesem Gebiet nach Sonntag et al. (2012) keine Stellnetzfischerei ausgeübt.

NSG „Kadetrinne“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Gebiet im Jahr 2006 vor allem Stellnetzfischerei auf Dorsch (8 t) und Hering (4 t) statt.

Im Jahr 2006 wurde im NSG die Stellnetzfischerei vorwiegend auf einer kleinen Fläche im Süden des Gebietes (Abb. 51) ausgeübt (Pedersen et al. 2009). Der Aufwand im Gesamtgebiet betrug 5 Stunden. Aktuellere gebietsspezifische Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Für die Jahre 2014 und 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor (Abb. 52). Das Gebiet liegt im Bereich von 2 ICES-Rectangles. Es nimmt nur knapp 2 % der Fläche des ICES-Rectangles 37G2 und weniger als 1 % des ICES-Rectangles 38G2 ein. Eine Aussage zum exakten Fischereiaufwand im Schutzgebiet ist daher nicht möglich.

In den Jahren 2005 bis 2007 fand die Stellnetzfischerei jeweils nur in den Monaten Januar und Februar im Gebiet statt (Sonntag et al. (2012); Abb. 53).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Nach Pedersen et al. (2009) fand im Jahr 2006 vor allem Stellnetzfischerei auf Hering (373 t), Dorsch (121 t), Plattfischarten (44 t), Flussbarsch (11 t) und Rotauge (9 t) statt.

Die Auswertung von VMS- und Logbuchdaten zeigte, dass die Stellnetzfischerei vorwiegend im nördlichen und südlichen Teil des Gebietes (Abb. 51) praktiziert wurde (Pedersen et al. 2009) Der Aufwand im Gesamtgebiet betrug 1.855 Stunden. Schwerpunkt war mit 1.343 Stunden Gesamtaufwand das FFH-Gebiet „Adergrund“ (Bereich II). Aktuellere gebietsspezifische Daten zu Zielarten und Fangmengen liegen nicht vor.

Für die Jahre 2010 bis 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor (Abb. 52). Das Gebiet liegt im Bereich von 3 ICES-Rectangles. Es nimmt etwas mehr als 1 % der Fläche des ICES-Rectangles 38G3, ca. 27 % des ICES-Rectangles 38G4 und knapp über 30 % des ICES-Rectangles 37G4 ein. Der überwiegende Teil dieser drei ICES-Rectangles liegt damit nicht im Schutzgebiet. Eine Aussage zum exakten Fischereiaufwand mit Stellnetzen im Schutzgebiet ist daher nicht möglich.

In den Jahren 2005 bis 2007 wurde die Stellnetzfischerei ganzjährig in der nördlichen Hälfte des Gebietes ausgeübt (Sonntag et al. (2012); Abb. 53). Die Hauptaktivität lag in den Bereichen I und II in den Monaten Januar, Februar, Juni und Juli. In dem Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III lag die Hauptaktivität in den Monaten Juli bis Oktober. In der südlichen Hälfte des Gebietes wurde Stellnetzfischerei in diesem Zeitraum in geringerem Umfang vor allem von November bis Februar ausgeübt.

In den Jahren 2013-2017 fand Stellnetzfischerei im NSG „Pommersche Bucht - Rönnebank“ hauptsächlich in Bereich II, aber auch in allen anderen Bereichen statt (von Dorrien 2018). Teile des Fischereiaufwands sind in von Dorrien (2018) dargestellt, für die Fangmengen liegen keine exakten Daten für das NSG vor.

4.2.4 Berufsfischerei: Reusen und Fallen

4.2.4.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Bei „Reusen und Fallen“ gemäß Code FPO im EU-Flottenregister handelt es sich um stationäre Fanggeräte, in die die Fische hineinschwimmen und dann am Entkommen gehindert werden. 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 (unter anderem Holz, Bambus, Netzmaterial). Sie werden meist am Meeresboden verankert und einzeln oder in Reihen ausgebracht. Mit Reusen und Fallen werden vor allem verschiedene Krebstiere, Plattfischarten, Aale und dorschartige Fische gefangen. Für den Bereich der deutschen Ostsee liegen für die Jahre 2011 bis 2016 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden für ICES-Rectangles vor.[102] Diese Rechtecke haben eine Größe von 30 x 30 sm (ca. 56 x 56 km). Flächenschärfere Daten liegen für den Zeitraum 2011 bis 2016 nicht vor.

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 Ostsee im Zeitraum 2011 bis 2016 hauptsächlich im ICES-Rectangle 37G1 (Lage der ICES-Rectangles siehe jeweils Abb. 52 in Kapitel 4.2.3.2, Anlandungsmengen Tab. 53) mit einem Fischereiaufwand von 1.664 bis 5.703 Stunden pro Jahr) sowie in ICES-Rectangle 37G4 (1.392 bis 19.736 Stunden pro Jahr) statt[102].

Eine gesicherte gebietsbezogene Aussage zum Fischereiaufwand auf NSG-Ebene ist auf Basis dieser Daten nicht möglich. Da Reusen jedoch ausschließlich im Küstenmeer eingesetzt werden und Fallen wahrscheinlich auch (Thünen-Institut für Ostseefischerei (TI-OF) mündliche Mitteilung), ist eine solche gebietsbezogene Aussage für die Fischerei mit Reusen und Fallen auch nicht erforderlich. Eine weitere Betrachtung der Fischerei mit Reusen und Fallen findet nicht statt.

[102] https://stecf.jrc.ec.europa.eu/dd/effort/graphs-quarter; 18.04.2019

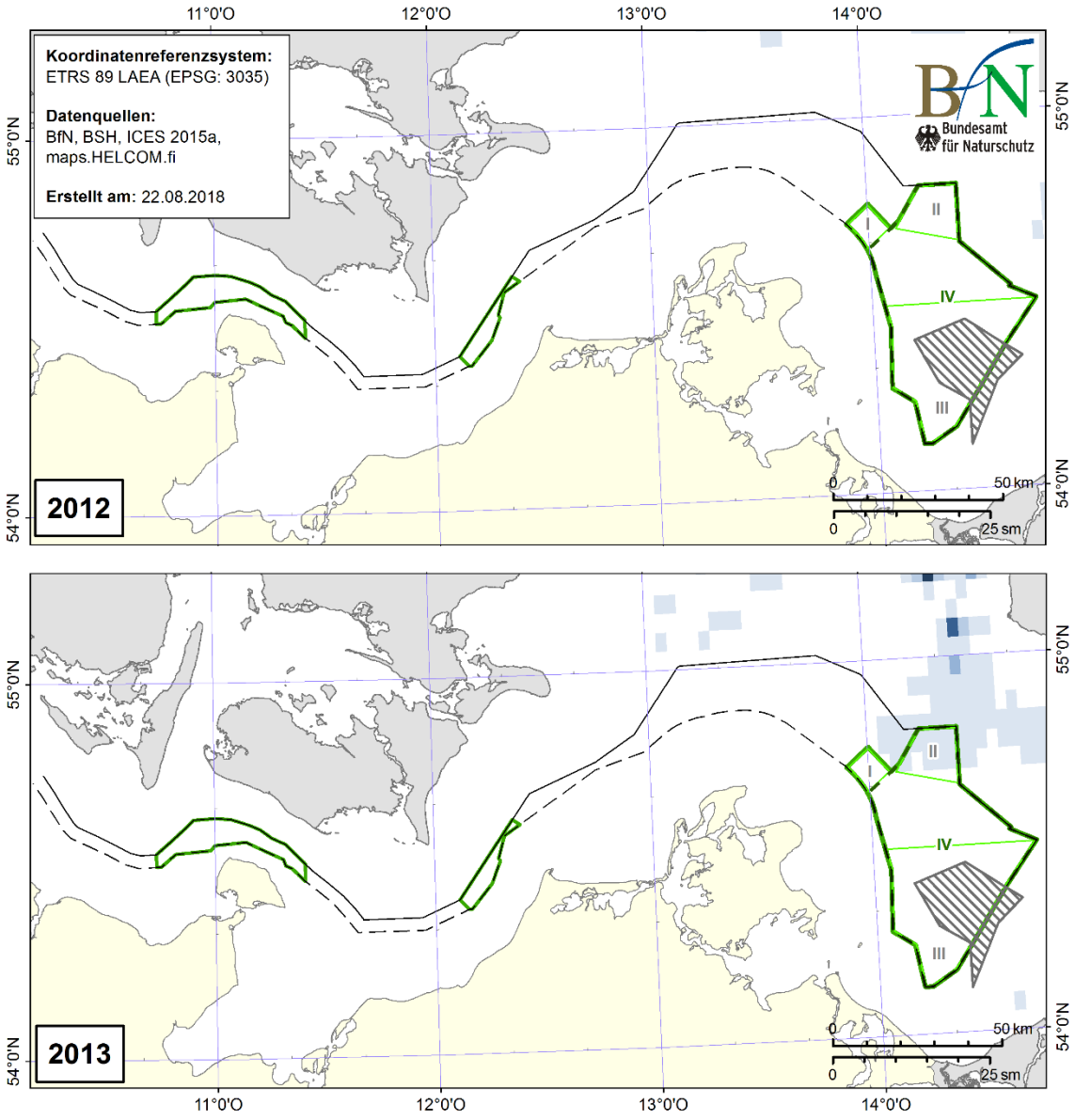
Tab. 53: Anlandungsmengen der Hauptzielarten der Fischerei mit Reusen und Fallen nach ICES-Rectangles in Tonnen (Mittelwert der Jahre 2011–2016).
Quelle: https://stecf.jrc.ec.europa.eu/dd/effort/graphs-quarter; 18.04.2019
Fmb - NSG „Fehmarnbelt"; Kdr - NSG „Kadetrinne"; PBR - NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank"

ICES-Rectangle	NSG innerhalb Rectangle	Hering (*Clupea harengus*)	Hornhecht (*Belone belone*)	Dorsch (*Gadus morhua*)	Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*)	Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	Sonstige
37G1	Fmb	2.8	0.1	4.0	1.2	0.0	1.0
38G0		0.4	20.7	3.5	2.3	0.3	2.8
38G1		0.0	0.0	0.3	1.1	0.2	0.2
Gesamt		**3.2**	**20.9**	**7.7**	**4.6**	**0.6**	**4.0**
37G2	Kdr	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38G2		11.1	9.4	7.8	6.1	0.1	2.2
Gesamt		**11.1**	**9.4**	**7.8**	**6.1**	**0.1**	**2.2**
37G4	PBR	36.5	0.0	0.0	0.1	4.0	4.5
38G3		0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
38G4		0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
Gesamt		**36.5**	**0.0**	**0.0**	**0.1**	**4.0**	**4.5**

4.2.5 Berufsfischerei: Langleinen

4.2.5.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Langleinen (Code LL im EU-Flottenregister) bestehen aus einer aus Kunststoff gefertigten Hauptleine, an der mit Köderhaken versehene Nebenleinen befestigt sind. Diese Haken werden (meist manuell) vor dem Ausbringen beködert. Es wird zwischen Grundlangleinen und Treiblangleinen unterschieden. Mit Langleinen werden in der Ostsee vor allem Aale, Dorsche und Plattfische gefangen (Erdmann et al. 2005; Bellebaum 2011). Für die deutsche Ostsee liegen für die Jahre 2009 bis 2013 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden pro Jahr für Untereinheiten der ICES-Rectangles vor. Diese sogenannten c-squares (vergleiche Rees 2003) haben eine Größe von 0,05° x 0,05° (Breite x Länge, entspricht bei 54,5° nördlicher Breite einer Fläche von ca. 5,6 x 3,2 km). Kartographisch dargestellt werden hier nur die Jahre 2012 und 2013 (Abb. 54). Weiterhin liegen für die Jahre 2014 und 2015 Daten in Form von Fischereiaufwandsstunden für ICES-Rectangles vor (Europäische Kommission 2016b). Diese Rechtecke haben eine Größe von 30 x 30 sm (ca. 56 x 56 km). Flächenschärfere Daten liegen nicht vor. Durch die vorliegenden Daten sind laut ICES (2016a) jedoch nur 25 % der Aktivitäten der Fischerei mit Langleinen abgedeckt.



Naturschutzgebiete in der deutschen AWZ

- Außengrenze
- Bereiche I-III (nach FFH-RL)
- Bereich IV (nach VRL) im NSG "Pommersche Bucht – Rönnebank"

Nachrichtlich

- Fischereiverbotszone für aktive Fanggeräte

Fischereiaufwand 2012 und 2013
HELCOM effort year: longlines VMS [hours/c-square]

- 0
- ≤ 50 h
- > 50 - 100 h
- > 100 - 150 h
- > 150 - 300 h
- > 300 h

Vollständige Legende (Anrainerstaaten, Seegrenzen und Wassertiefen) siehe Abbildung 4

Abb. 54: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort) für die Langleinenfischerei mit Schiffen größer 8 m in Stunden/Jahr im Bereich der deutschen Ostsee in den Jahren 2012/2013.

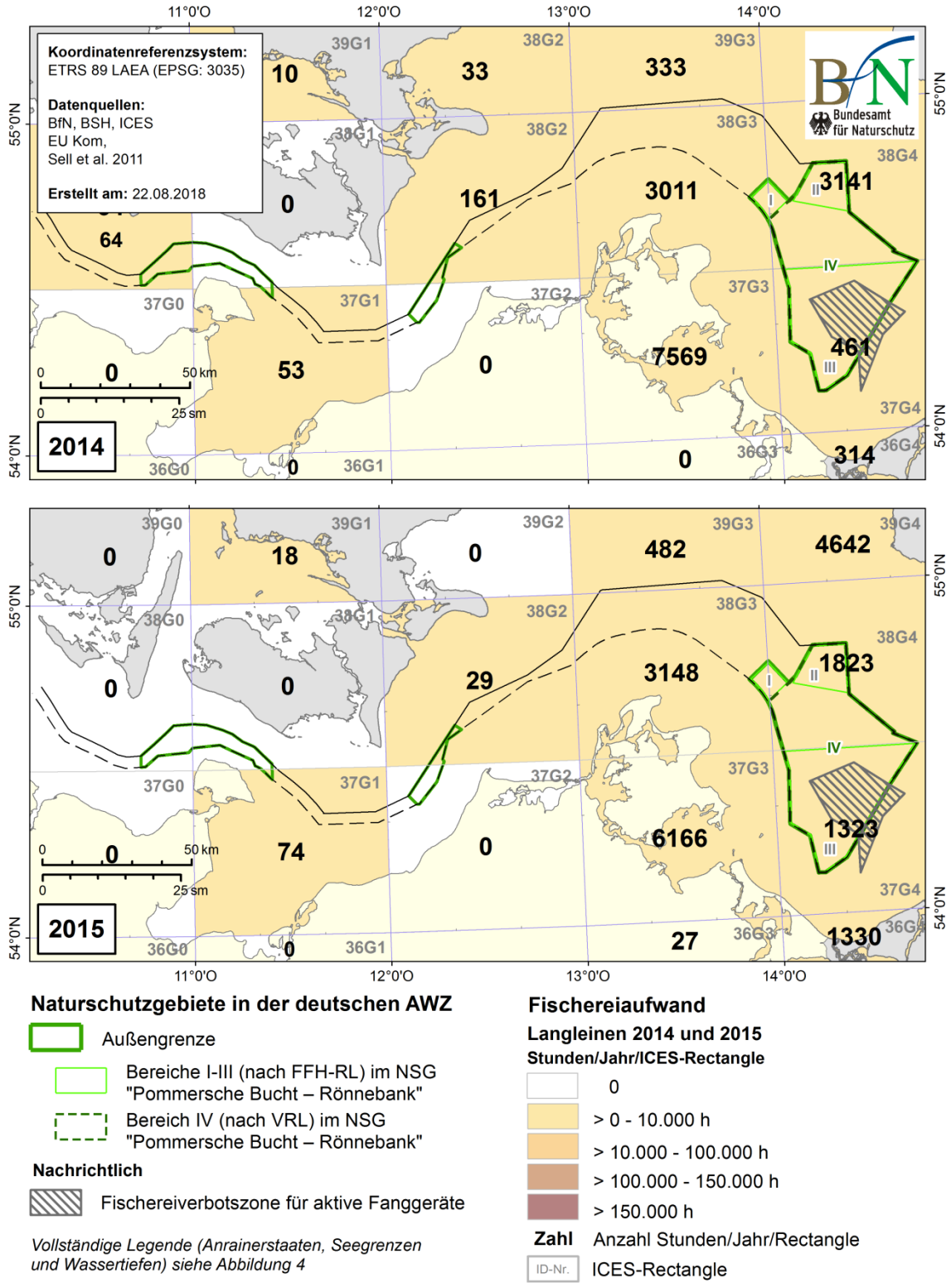


Abb. 55: Verteilung des internationalen Fischereiaufwandes (effort)[103] für Langleinen in Stunden/Jahr/ICES-Rectangle in den deutschen Gewässern der Ostsee in den Jahren 2014/2015.

[103] Quelle: https://stecf.jrc.ec.europa.eu/dd/effort/graphs-quarter; 24.07.2019

4.2.5.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Es gibt verschiedene Formen der Langleinenfischerei. Generell wird zwischen verankerten Langleinen (set longlines FAO Gerätecode LLS) und driftenden Langleinen (drifting longlines FAO Gerätecode LLD) unterschieden. In deutschen Gewässern werden fast ausschließlich verankerte Langleinen in Grundnähe verwendet (Döring et al. 2005). Mit Langleinen werden in der Ostsee vor allem Aale, Dorsche und Plattfischarten gefangen (Erdmann et al. 2005; Bellebaum 2011). Langleinenfischerei fand in den deutschen Gewässern der Ostsee im Zeitraum von 2012 bis 2015 hauptsächlich in den ICES-Rectangles 36G4, 37G3, 37G4, 38G3 und 38G4 (Abb. 54 und Abb. 55) und damit im Bereich Adlergrund, Greifswalder Bodden und Oderbank mit einem Fischereiaufwand von bis zu 7.500 Stunden pro Jahr in den einzelnen ICES-Rectangles (Europäische Kommission 2016b) statt (Abb. 54 und Abb. 55). Hauptzielarten in diesen ICES-Rectangles waren zwischen 2010 und 2015 Dorsche (bis zu 60 t pro Jahr), Flussbarsche (bis zu 5 t pro Jahr), Zander (bis zu 14 t pro Jahr) und Atlantischer Lachse (bis zu 55 t pro Jahr).[103]

NSG „Fehmarnbelt“

Für die Jahren 2011 bis 2013 liegen für das Gebiet keine gebietsbezogenen übermittelten Daten zur Langleinenfischerei vor (ICES 2016a). Für die Jahre 2014 bis 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor (Europäische Kommission 2016). Das Gebiet liegt im Bereich von 3 ICES-Rectangles. Es nimmt eine Fläche von knapp 3,5 % des ICES-Rectangles 38G0, etwas über 4 % des ICES-Rectangles 38G1 und weniger als 0,15 % des ICES-Rectangles 37G1 ein (Abb. 54 und Abb. 55). Entsprechend der auf Ebene von c-squares bzw. ICES-Rectangles vorliegenden Daten, die aber nur ca. 25 % des Gesamtaufwandes erfassen, fand in den letzten Jahren im NSG „Fehmarnbelt“ keine Fischerei mit Langleinen statt. Andere Informationen zu Fischerei mit Langleinen liegen nicht vor.

NSG „Kadetrinne“

Für die Jahren 2011 bis 2013 liegen für das Gebiet keine gebietsbezogenen übermittelten Daten zur Langleinenfischerei vor (ICES 2016a). Für die Jahre 2014 bis 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor. Das Gebiet liegt im Bereich von 2 ICES-Rectangles. Es nimmt nur knapp 2 % der Fläche des ICES-Rectangles 37G2 und weniger als 1 % des ICES-Rectangles 38G2 ein (Abb. 54 und Abb. 55). Entsprechend der auf Ebene von c-squares bzw. ICES-Rectangles vorliegenden Daten, die aber nur ca. 25 % des Gesamtaufwandes erfassen, fand in den letzten Jahren im NSG „Kadetrinne“ keine bzw. kaum Fischerei mit Langleinen statt. Andere Informationen zu Fischerei mit Langleinen liegen nicht vor.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In der Zeit von 2011 bis 2013 wurde nur im Jahr 2013 im Gebiet mit einem Gesamtaufwand von 53 Stunden in größerem Umfang Langleinenfischerei im Bereich II dokumentiert

(ICES (2016a), Abb. 54). Im südlichen Teil des Bereiches III wurde die Langleinenfischerei im Jahr 2011 in nur sehr geringen Umfang ausgeübt. Für die Jahre 2014 und 2015 liegen nur Daten für ICES-Rectangles vor. Das Gebiet liegt im Bereich von drei ICES-Rectangles. Es nimmt etwas mehr als 1 % der Fläche des ICES-Rectangles 38G3, etwa 27 % des ICES-Rectangles 38G4 und knapp über 30 % des ICES-Rectangles 37G4 ein (Lage der ICES-Rectangles siehe jeweils Abb. 54 und Abb. 55). Der überwiegende Teil der drei ICES-Rectangles liegt damit nicht im Schutzgebiet. Der Fischereiaufwand in den Jahren 2014 und 2015 war in den ICES-Rectangles 38G3 und 38G4 mit 1.823 bis 3.148 pro Jahr höher als im ICES-Rectangle 37G4 (461 bis 1.323 Stunden pro Jahr, (Europäische Kommission 2016). Dorsche (bis zu 8,8 t pro Jahr) und Hechte (bis zu 3,1 t pro Jahr) waren 2014 und 2015 die Hauptzielarten im ICES-Rectangle 38G3. Im ICES-Rectangle 38G4 waren es Dorsche (bis zu 54,3 t pro Jahr) und Atlantische Lachse (bis zu 26,7 t pro Jahr) und im ICES-Rectangle 37G4 Dorsche (bis zu 5 t pro Jahr) sowie Zander (bis zu 2,4 t pro Jahr). Eine Zuordnung des dargestellten Fischereiaufwands und der Anlandungen der ICES-Rectangles zum Schutzgebiet ist nicht möglich. Aus dem höheren Fischereiaufwand in den ICES-Rectangles 38G3 und 38G4 lässt sich jedoch eine möglicherweise höhere Fischereiaktivität im nördlichen Teil des Gebietes ableiten. Nach Bellebaum (2011) fand die Langleinenfischerei zwischen November 2006 und September 2009 im Gebiet vor allem zum Fang von Aal statt. Die Untersuchungen von Bellebaum (2011) zur Langleinenfischerei beschränkten sich in diesem Zeitraum auf die Sommermonate. Die Schwerpunkte lagen in dieser Zeit in den flachen Gebietsteilen im Bereich II und im Bereich III.

In den Jahren 2013-2017 fand Langleinenfischerei durch verankerte Langleinen im NSG „Pommersche Bucht - Rönnebank“ hauptsächlich in Bereich II, aber auch in Bereich III sowie in Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III, statt (von Dorrien 2018). Teile des Fischereiaufwands sind in von Dorrien (2018) dargestellt, für die Fangmengen liegen keine exakten Daten für das NSG vor.

4.2.6 Freizeitfischerei

4.2.6.1 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 Reusen, und Aalkörbe einsetzen (BFAFi-OSF 2007). In Mecklenburg-Vorpommern dürfen darüber hinaus Personen mit einer fischereilichen Ausbildung, die nicht Haupt- oder Nebenerwerbsfischer sind, bis zu 100 m Stellnetze oder Langleinen mit 100 Haken setzen (§17 KüFVO-MV). Dies betrifft aber nur einen kleinen Personenkreis. In der deutschen Ostsee finden hauptsächlich das Angeln von Booten und Schiffen sowie das Brandungsangeln statt.

Durch die sehr effiziente technische Ausrüstung unter Verwendung von Fischloten und gezieltes Aufsuchen ertragreicher Fanggründe ergeben sich entsprechend hohe Fangraten.

4.2.6.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Hochseeangelfahrten für Angeltouristen werden nach dem Thünen-Institut für Ostseefischerei TI-OF (persönliche Mitteilung) in der deutschen Ostsee in 18 Häfen mit insgesamt 54 Schiffen angeboten (Tab. 54), wobei ein Schiff 10–60 Angler fasst (Strehlow et al. (2012), Tab. 54). Daraus ergibt sich unter Annahme einer mittleren Auslastung von 35 Anglern pro Schiff eine mögliche Gesamtzahl von maximal ca. 1900 Anglern pro Tag. Hochseeangelfahrten werden in der Ostsee ganzjährig angeboten und fanden in den Jahren 2013 bis 2015 vor allem in der Kieler Bucht, im Bereich der Insel Fehmarn, vor Rostock und nördlich von Sassnitz statt (Kowalik & Struck 2016). Weiterhin ist in der Ostsee auch das Bootsangeln von privaten Booten sehr beliebt (Strehlow et al. 2012). Außerdem gibt es Anbieter, die Motorboote an Angler verleihen. Daten zu Angelbooten und zu Bootsverleihern liegen jedoch nicht vor.

An der deutschen Ostseeküste gibt es laut einer Telefonbefragung des TI-OF aus dem Jahr 2014 ca. 163.000 Angler (Strehlow & Zimmermann 2016).

Tab. 54: Aktuelle Anzahl der Schiffe, die Hochseeangelfahrten auf der Ostsee anbieten (nach Häfen).
Quellen: TI persönliche Mitteilung, Anonym 2000, Internetseiten gewerblicher Anbieter von Hochseeangelfahrten

Hafen	Anzahl Schiffe	Zeitraum	Anzahl Angler	Zielarten
Eckernförde	1	nicht bekannt	50	Dorsch, Wittling
Heikendorf	1	ganzjährig	50	Dorsch, Wittling
Kappeln	1	nicht bekannt	50	Dorsch, Wittling
Kiel	1	nicht bekannt	nicht bekannt	nicht bekannt
Laboe	2	ganzjährig	100	Dorsch, Wittling
Maasholm	1	März-Dezember	50	Dorsch, Wittling
Strande	1	ganzjährig	50	Dorsch, Hering, Scholle
Burgstaaken/Fehmarn	5	ganzjährig	208	Dorsch, Wittling
Heiligenhafen	7	ganzjährig	528	Dorsch, Wittling
Orth/Fehmarn	1	ganzjährig	50	Dorsch
Rerick	1	ganzjährig	10	Dorsch, Hering
Rostock	14	ganzjährig	282	Dorsch, Wittling

Hafen	Anzahl Schiffe	Zeitraum	Anzahl Angler	Zielarten
Timmendorf/Poel	2	nicht bekannt	24	nicht bekannt
Warnemünde	2	nicht bekannt	64	Dorsch
Wismar	2	März-Dezember	70	Dorsch, Hering
Barhöft	1	September-Oktober	11	nicht bekannt
Sassnitz	9	ganzjährig	250	Dorsch, Wittling, Plattfisch
Schaprode	2	nicht bekannt	24	Dorsch, Hering

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 Ostsee ist der Dorsch (Strehlow et al. 2012; ICES 2017b), daneben werden auch Plattfische, Hering und Hornhecht sowie Aal, Lachs und Meerforelle befischt (HELCOM 2015; HELCOM 2017b). Dorsche in der westlichen Ostsee werden dabei hauptsächlich von Boots- und Kutteranglern und weniger von Anglern vom Ufer aus gefangen (Strehlow & Krumme 2017). Untersuchungen des Thünen-Institutes für Ostseefischerei (TI-OF) ergaben eine mittlere Fangrate von 4,6 Fischen pro Angler und Tag (Strehlow et al. 2012). Für 2015 waren es im Schnitt 4,7 Dorsche pro Charterbootangler pro Tag (Strehlow & Zimmermann 2016).

In den Jahren 2005 bis 2009 lag die Entnahme von Dorschen durch die Freizeitfischerei bei 2.159 bis 4.127 t pro Jahr, was 34 bis 70 % der Anlandungen der kommerziellen Fischerei entspricht (Strehlow et al. 2012). Seitdem war eine signifikante Zunahme des Anteils der Fänge der Freizeitfischerei an den Gesamtdorschfängen in der westlichen Ostsee festzustellen, was allerdings auch an den abnehmenden Anlandungen aus der Berufsfischerei lag. Aus diesem Grund werden seit 2013 Daten der Freizeitfischerei in die ICES Bestandsbewertung des westlichen Ostseedorsches in die Berechnungen mit einbezogen (ICES 2016b). In den Jahren 2013 bis 2015 lag die Menge der Dorsch-Anlandungen durch die Freizeitfischerei in Deutschland im Mittel bei 80 % der Anlandungen der deutschen kommerziellen Fischerei (Strehlow & Zimmermann 2016). Dabei betrug die Entnahmemenge der Freizeitfischerei im Jahr 2015 3161 Tonnen und lag damit höher als die Fangmenge der kommerziellen Fischerei mit 2915 t (ICES 2016b). Die Laicherbestandsbiomasse des westlichen Dorschbestandes befindet sich unterhalb des Referenzwertes BMSY und wird nicht nachhaltig befischt (ICES 2019b). Der Dorsch in der westlichen Ostsee ist seit mehreren Jahren unter hohem fischereilichem Druck und überwiegend schlechter Rekrutierung und wird seit Beginn der Anlandeverpflichtung im

Jahr 2015 zum Teil deutlich unter den Referenzwerten bewertet (ICES 2019b). Der östliche Bestand ist als Folge jahrzehntelanger Überfischung in Kombination mit Umweltveränderungen wie ausgedehnten anoxischen Zonen ebenfalls in einem schlechten Zustand. Die relative Abundanz größerer Individuen in der Population ist seit 2012 stark zurückgegangen. Die Tiere sind schlecht ernährt, weisen eine hohe Parasitierung auf und werden schon bei geringerer Größe geschlechtsreif (Eero et al. 2015).

2017 durften laut EU-Verordnung 2016/1903 durch die Freizeitfischerei in der Laichsaison von Februar bis März (Laichschonzeit) pro Angler und Tag 3 Dorsche und in der übrigen Zeit 5 Dorsche entnommen werden. Diese Beschränkung galt auch 2018. 2017 sank die Fangmenge der Dorsche durch die Freizeitfischerei in Deutschland auf 932 t, was ca. 74 % der Anlandungen aus der kommerziellen Fischerei entsprach (ICES 2018a). Für 2019 wurden die Fangquoten für den westlichen Dorsch in der kommerziellen Fischerei erhöht und die Tageshöchstfangmenge für die Freizeitfischerei stieg von 5 auf 7 Dorsche.[104] Zusätzlich wurde die Laichschonzeit für den Dorsch aufgehoben. Die Freizeitfischerei entnimmt insbesondere Dorsche im Bereich der geschützten Riffe, die ein wichtiges Aufwuchs- und Nahrungshabitat für diese Fischart darstellen.

NSG „Fehmarnbelt“

Das NSG „Fehmarnbelt“ liegt in einem Gebiet, für das von den Häfen Burgstaaken, Heiligenhafen und Orth aus mit insgesamt 13 Schiffen ganzjährig Hochseeangelfahrten angeboten werden. Die Hauptzielarten sind Dorsch und Wittling. Die Kapazität liegt bei ca. 780 Anglern pro Tag. Für die Jahre 2013 bis 2015 liegt eine Auswertung zur mittleren Anzahl der Schiffe pro Tag im Gebiet und zur räumlichen Verteilung der Schiffe anhand von AIS-Daten vor (Kowalik & Struck 2016). Die durchschnittliche mittlere Anzahl von Schiffen im Gebiet war in den Monaten Februar-April und September-Oktober mit 10–13 Schiffen pro Tag am höchsten. Die geringste Aktivität war in den Monaten November und Dezember mit 1 bis 2 Schiffen pro Tag zu verzeichnen. In den restlichen Monaten lag die Aktivität bei 5 bis 9 Schiffen pro Tag im Gebiet. Der Schwerpunkt der Aktivitäten lag im zentralen Bereich der Riffstrukturen im NSG nordwestlich der Insel Fehmarn auf ca. 30 % der Gebietsfläche. Zu den lebensraumtypischen Fischarten der hier geschützten Riffe zählt der Dorsch. Dieser ist häufig in Bereichen mit heterogenen Strukturen zu finden und nutzt Riffbereiche zur Nahrungssuche und als Aufzuchtgebiet für Jungfische (Gotceitas & Brown (1992); Gregory et al. (1997); Kristensen et al. (2017) und Referenzen darin). Das hohe Freizeitfischereiaufkommen in diesen Bereichen lässt darauf schließen, dass hier besonders viel Dorsch entnommen wurde. Daten zur Freizeitfischerei mit privaten Booten liegen nicht vor. Aufgrund der Küstennähe ist jedoch von einer Nutzung des Gebietes mit privaten Angelbooten auszugehen.

Durch das am 22.09.2017 in Teilen des Schutzgebietes in Kraft getretene Verbot der Freizeitfischerei (§ 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGFmbV) ist für die jüngste Vergangenheit von einem

[104] Quelle: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/05_Fischerei/D-Fischerei/_Texte/Fangquoten-Ostsee-2019.html; 22.05.2019

Rückgang bzw. einer Verlagerung der Nutzung im Gebiet auszugehen (Daten dazu liegen noch nicht vor).

NSG „Kadetrinne“

Das NSG „Kadetrinne“ liegt in einem Gebiet, für das von den Häfen Rostock und Warnemünde aus mit insgesamt 16 Schiffen ganzjährig Hochseeangelfahrten angeboten werden. Die Hauptzielarten sind Dorsch und Wittling. Die Kapazität liegt bei ca. 350 Anglern pro Tag. Für die Jahre 2013 bis 2015 liegt eine Auswertung zur mittleren Anzahl der Schiffe pro Tag im Gebiet und zur räumlichen Verteilung der Schiffe anhand von AIS-Daten vor (Kowalik & Struck 2016). Die durchschnittliche mittlere Anzahl von Schiffen im Gebiet war in den Monaten Mai-Juni und August-September mit 1–2 Schiffen pro Tag am höchsten. Die geringste Aktivität war in den Monaten Dezember bis März mit weniger als einem Schiff pro Tag im Gebiet zu verzeichnen. Die im Vergleich zum NSG „Fehmarnbelt“ geringere Nutzung des Gebietes ist auch ein Effekt des hohen als prioritär eingestuften Schiffsverkehrs im Verkehrstrennungsgebiet, welches den größten Teil des Schutzgebietes überlagert, zurückzuführen. Der Schwerpunkt der Aktivitäten lag nach den von Kowalik & Struck (2016) ausgewerteten Daten im Randbereich des NSG, angrenzend an das Küstenmeer, auf ca. 10 % der Gebietsfläche (vermutlich außerhalb des Verkehrstrennungsgebietes). Dies überschneidet sich in Teilen mit den Riffvorkommen im NSG. Daten zur Freizeitfischerei mit privaten Booten liegen nicht vor. Aufgrund der Küstennähe ist jedoch von einer Nutzung des Gebietes mit privaten Angelbooten auszugehen.

Durch das am 22.09.2017 in Teilen des Schutzgebietes in Kraft getretene teils ganzjährige, teils saionale Verbot der Freizeitfischerei (§ 4 Abs. 2 Nr. 3 NSGKdrV) ist für die jüngste Vergangenheit von einem Rückgang bzw. einer Verlagerung der Nutzung im Gebiet auszugehen (Daten dazu liegen noch nicht vor).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In der Nähe des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt der Hafen Sassnitz mit neun Schiffen, die ganzjährig Hochseeangelfahrten anbieten. Die Hauptzielarten sind Dorsch, Wittling und Plattfisch. Die Kapazität liegt bei 250 Anglern pro Tag. Für die Jahre 2013 bis 2015 liegt eine Auswertung zur mittleren Anzahl der Schiffe pro Tag im Gebiet und zur räumlichen Verteilung der Schiffe anhand von AIS-Daten vor (Kowalik & Struck 2016). Im Jahr 2013 fanden laut der AIS-Auswertung keine Hochseeangelfahrten im Gebiet statt. Im Jahr 2014 konnte anhand der AIS-Daten eine sehr geringe Aktivität im Bereich I im Mai festgestellt werden. Im Jahr 2015 gab es sehr geringe Aktivitäten im Bereich I im Oktober, im Bereich III im April, November und Dezember und im Bereich IV im Januar, Oktober und Dezember. Freizeitfischerei in Form von Hochseeangelfahrten fand im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ in den Jahren 2013–2015 also nur in sehr geringem Umfang statt. Darüber hinaus ist jedoch von einer umfangreichen Nutzung des NSG durch individuelle Bootsangler auszugehen (Angaben des Landesanglerver-

bands Mecklenburg-Vorpommern vom 10.02.2016 und des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern vom 17.02.2016).

Durch das am 22.09.2017 in Teilen des Schutzgebietes in Kraft getretene Verbot der Freizeitfischerei (§ 8 Abs. 2 Nr. 3 NSGPBRV) ist für die jüngste Vergangenheit von einem Rückgang bzw. einer Verlagerung der Nutzung im Gebiet auszugehen (Daten dazu liegen noch nicht vor).

4.2.7 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen

4.2.7.1 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 seismischer Verfahren sowie 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 2016). Bei der 3D-Seismik wird eine Schallquelle (Anordnung aus mehreren Druckluftpulsern) 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) 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 zum Beispiel 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 µPa 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 (Hildebrand 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). Derartig hohe Pegel führen dazu, dass noch in Entfernungen vieler Kilometer Störungen für Meeressäugetiere oder Fische auftreten können (Gordon et al. 2003).

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, die kontinuierlich ins Meer entsorgt werden (dürfen). Es werden Öl, Chemikalien und natürlich vorkommende radioaktive Substanzen, zusammen mit dem Produktionswasser und dem Bohrgut auf See entsorgt (Gerrard et al. 1999; Bakke et al. 2013).

Im Rahmen von HELCOM (Art. 3[105] und Anlage IV Regel 4 und 5) und der Offshore-Bergverordnung (§ 3 Abs. 1, § 4 und § 5[106]) 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 15 mg/l beträgt. Die zuständige innerstaatliche Behörde kann jedoch höhere Grenzwerte von maximal 30 mg/l zulassen, wenn eine Einhaltung mit der besten verfügbaren Technologie und dem umweltschonendsten Verfahren nicht möglich ist. 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 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 (unter anderem 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).

In der gesamten Ostsee findet derzeit nur eine Erdölförderung in Polen nördlich von Kap Rozewie und in Russland vor Kaliningrad statt (Deutscher Bundestag 2010).

4.2.7.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Vorkommen von Kohlenwasserstoffen (Öl und Erdgas) in der deutschen AWZ der Ostsee sind bisher nicht vollständig bekannt. Aktuell gibt es drei großräumige Erlaubnisfelder für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen in der AWZ („Ribnitz“, „Plantagenetgrund KW“, „Oderbank KW“)[107], die zum Teil in einem NSG liegen. Seismische Untersu-

[105] Quelle: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:21994A0316(02); 22.07.2019
[106] Quelle: https://www.gesetze-im-internet.de/offshorebergv/BJNR186610016.html; 22.07.2019
[107] Quelle: http://www.cepetro.de/aktivitaeten/articles/aufsuchungserlaubnisfelder.html; 23.05.2019

chungen und Bohrungen wurden im Zeitraum 2011 bis 2017 nicht durchgeführt (LBEG 2011-2017).

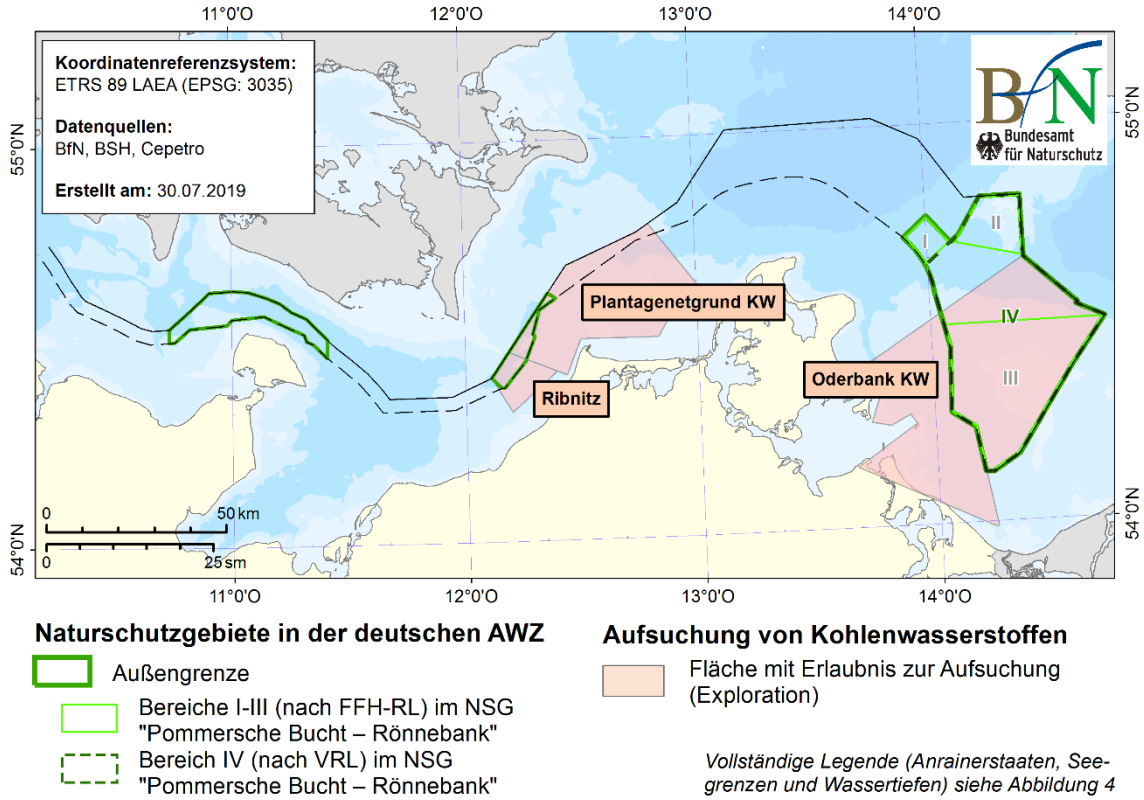


Abb. 56: Erlaubnisfelder für Kohlenwasserstoffe und Explorationsbohrungen in der deutschen AWZ der Ostsee (inklusive der Anteile im Küstenmeer).[107]

NSG „Fehmarnbelt“

Eine Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen findet im NSG „Fehmarnbelt“ nicht statt. Erlaubnisfelder für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen sind nicht vorhanden.

NSG „Kadetrinne“

Das NSG „Kadetrinne“ liegt in zwei Erlaubnisfeldern für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen (Abb. 56). Seit 1997 fanden laut den Jahresberichten des LBEG jedoch keine seismischen Untersuchungen statt.[108]

[108] Quelle: https://www.lbeg.niedersachsen.de/erdoel-erdgas-jahresbericht/jahresbericht-erdoel-und-erdgas-in-der-bundesrepublik-deutschland-936.html; 23.05.2019

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt in einem Erlaubnisfeld für die Aufsuchung von Kohlenwasserstoffen (Abb. 56). Seit 1997 fanden laut den Jahresberichten des LBEG jedoch keine seismischen Untersuchungen statt[108].

4.2.8 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies

4.2.8.1 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 kann durch die Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR) erfolgen. Hierbei können auch die in Kapitel 4.2.7 beschriebenen tiefenseismischen Verfahren eingesetzt werden. Für die industrielle Erkundung werden die Sedimente potenzieller Lagerstätten aufbauend auf den Ergebnissen dieser Verfahren mittels Bohrkerne untersucht. Weiterhin werden bei der Erkundung von Lagerstätten und der Überwachung der Abbautätigkeit flachseismische Verfahren wie zum Beispiel Seitensichtsonar, Fächerecholot oder Sedimentsonar eingesetzt. Die in der deutschen AWZ der Ostsee liegenden Lagerstätten wurden vermutlich bereits vor 1990 in der DDR erkundet, eine Aufsuchung nach 1990 ist nicht bekannt (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung).

In der Gewinnungsphase erfolgen der Abbau der Rohstoffe und der Abtransport mit Baggerschiffen. In der deutschen AWZ der Ostsee kam bis zum Ende des Abbaus im Jahr 2004/2005 nur das sogenannte Schleppkopf-Verfahren zum Einsatz (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung), bei dem der Saugkopf vom fahrenden Baggerschiff aus über den Grund gezogen wird (sogenannte Trail), so dass während der Sedimententnahme etwa 2–4 m breite und bis zu 0,5 m tiefe Rinnen entstehen.[109] Bei der gezielten Gewinnung bestimmter Kornfraktionen wurde das Sediment ab dem Jahr 1990 an Bord gesiebt, die nicht benötigten Fraktionen wurden über Bord gegeben. Außerdem wurde mit einem sogenannten 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).

Zuständig für die Überwachung und Genehmigung der Gewinnungstätigkeit ist das niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) im Bereich der AWZ vor Schleswig-Holstein und das Bergamt Stralsund im Bereich der AWZ vor Mecklenburg-Vorpommern. 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

[109] Quelle: https://www.bfn.de/themen/meeresnaturschutz/belastungen-im-meer/sand-und-kiesabbau.html; 22.07.2019

lediglich Ansprüche anderer Abbauunternehmen auf den fraglichen Rohstoff ausgeschlossen.[110] Die eigentliche Genehmigung des Abbaus erfolgt in zwei Stufen: Der Rahmenbetriebsplan dient der Prüfung der grundsätzlichen Durchführbarkeit des Vorhabens. Er wird in der AWZ in der Regel 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 Hauptbetriebsplan.[111] Die Rahmenbetriebspläne beziehen sich auf große Abbaufelder. Hauptbetriebspläne, die sich auf die kleineren Abbauteil- oder Bereichsfelder beziehen, sind in der Regel auf einen 2 Jahre nicht überschreitenden Zeitraum aufgestellt und zugelassen. Der Abbau zwischen 1990 und 2004 erfolgte aufgrund der damaligen Rechtslage nach der Wiedervereinigung ausschließlich auf Grundlage von zugelassenen Hauptbetriebsplänen (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung).

Sand- und Kiesgewinnung fand in der deutschen AWZ der Ostsee vor 2005 vermutlich auf Flächen mit relativ geringem Feinkornanteil statt (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung), deshalb setzten sich die suspendierten Sedimente wahrscheinlich überwiegend im Nahfeld der Gewinnungsflächen wieder ab. Auswirkungen auf die Zusammensetzung des umliegenden Sediments sind jedoch nicht gänzlich auszuschließen.

Eine umfassende Darstellung zum Sand- und Kiesabbau in der deutschen Ostsee ist (von Nordheim & Boedeker 1998) zu entnehmen.

4.2.8.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Ostsee findet seit 2005 kein Abbau mehr statt und alle Verfahren ruhen (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung). Die Abbaumengen vor 2005 sind in Tab. 55 zusammengefasst. Detaillierte Angaben über die Intensität der Gewinnung in der deutschen AWZ der Ostsee vor 2005 und weitere Verfahrensdetails liegen dem BfN nicht vor. Derzeit liegen folgende Bewilligungsfelder in der deutschen AWZ der Ostsee vor (Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung):

- Im östlichen Teil des Bereiches II des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" liegt das **Bewilligungsfeld „Adlergrund Nordost"** zur Gewinnung von Kies und Kiessand (Feldgröße 119 km², Abb. 57). Die Bewilligung wurde am 19.11.1992 erteilt und gilt bis zum 31.12.2040. Es gibt derzeit keinen zugelassenen Rahmenbetriebsplan und die Zulassung des Hauptbetriebsplanes ist am 31.12.2004 ausgelaufen. Ein Abbau fand im Zeitraum von 1993–2004 statt (insgesamt ca. 1 Millionen t, Tab. 55).

[110] Dabei handelt es sich um sogenannte gebundene Entscheidungen, das heißt, 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.
[111] Quelle: https://lbeg.info/?pgId=83&WilmaLogonActionBehavior=Default; 24.07.2019

- Im südlichen Teil des Bereiches II des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt das **Bewilligungsfeld „Adlergrund Nord“** zur Gewinnung von Kies und Sand (Feldgröße 22,8 km², Abb. 57). Die Bewilligung galt ursprünglich bis zum 31.12.2040, wurde jedoch mit Bescheid vom 27.08.2012 aufgehoben. Die Zulassung des Hauptbetriebsplanes ist bereits vorher am 31.12.2004 ausgelaufen. Ein Abbau fand im Zeitraum von 1994–2004 statt. Dabei wurden insgesamt 420.000 t abgebaut (Tab. 55).
- Im östlichen Teil des Bereiches IV des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zwischen den Bereichen I, II und III liegt das **Bewilligungsfeld „Adlergrund Südwest“** zur Gewinnung von Kies und Sand (Feldgröße 4,9 km², Abb. 57). Die Bewilligung galt ursprünglich bis zum 31.12.2040, wurde jedoch mit Bescheid vom 27.08.2012 aufgehoben. Die Zulassung des Hauptbetriebsplanes war bereits vorher am 01.03.2005 ausgelaufen. Ein Abbau fand im Zeitraum von 1997–2004 statt. Dabei wurden insgesamt 76.000 t abgebaut (Tab. 55).

Tab. 55: Fördermengen von Sand und Kies für die deutsche AWZ der Ostsee in den Jahren 1993–2004.
Quellen: IfAÖ (2008), Gesamt: Bergamt Stralsund persönliche Mitteilung

Jahr	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II/ IV)		NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich IV)
	Bewilligungsfeld „Adlergrund NO“	Bewilligungsfeld „Adlergrund N“	Bewilligungsfeld „Adlergrund SW“
	Fördermenge deutsche AWZ Ostsee in Tausend t		
1993	ca. 640	-	-
1994		420	-
1995			-
1996			-
1997			76
1998	57,5		
1999	225,7		
2000	1,4		
2001	0		
2002	13,5		
2003	33,9		
2004	29,4		
Gesamt	ca. 1.000	420	76

Wie Abb. 57 verdeutlicht, liegen die deutschen Bewilligungsfelder vollständig im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Zudem grenzt das dänische Bewilligungsfeld „Adler Grund Øst“ östlich an das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (Bereich II) an

(Abb. 57).[112] An die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ grenzen keine dänischen Bewilligungsfelder an, die nächstgelegenen Felder befinden sich in jeweils ca. 2 km Entfernung (Abb. 57). Die genehmigten Gesamtfördermengen, die Fördermengen der Jahre 2012-2015 sowie die verbleibenden Restfördermengen der dänischen Bewilligungsfelder sind in Tab. 56 zusammengestellt.

Zudem gibt es seit 2014 das Bewilligungsfeld „Feste Fehmarnbeltquerung“ im Bereich der geplanten Trasse. Dieses steht im Zusammenhang mit dem Bau der Festen Fehmarnbeltquerung und bleibt vermutlich ohne Betriebspläne. Es wird daher nicht in Abb. 57 dargestellt.

Tab. 56: Fördermengen von Sand und Kies für die dänische Ostsee in den Jahren 2012–2015.
Ausgewertet wurden nur Angaben zu Feldern in der Nähe der NSG (Abstand <2 km).
Quelle: http://mst.dk/erhverv/raastoffer/statistik-om-raastoffer/; 11.06.2019

		Fördermenge in m³		
Jahr		**568-AA Rødbyhavn**	**560-BA Gedser Rev**	**564-AA Adler Grund Øst**
Genehmigte Gesamtfördermenge		200.000	200.000	490.000
Fördermengen pro Jahr	2012	2.841	1.825	9.935
	2013	45.611	0	0
	2014	7.614	2.762	0
	2015	82.468	0	3.435
	2016	1.620	846	990
	2017	27.389	0	330
	2018	18.823	400	94118
verbleibenden Restfördermenge		554	181.457	368.687
Benachbartes NSG		Fehmarnbelt	Kadetrinne	Pommersche Bucht – Rönnebank (Bereich II / IV)

[112] Quelle Bezeichnungen: http://www.smaabaadsklub1.dk/pdf/Rapportfinal.pdf; 22.07.2019, Quelle Abgrenzungen: http://data.geus.dk/geusmap/?mapname=marta#zoom=8&lat=6079697.9851364&lon=855828.56108418&visiblelayers=Topographic&filter=&layers=marta_nst_tilladelser%2Cmarta_nst_faellesomr%2Cmarta_nst_reservation%2Cmarta_nst_p20%2Cmarta_nst_p20auktion&mapname=marta&filter=&epsg=25832&mode=map&map_imagetype=png&wkt=; 22.07.2019

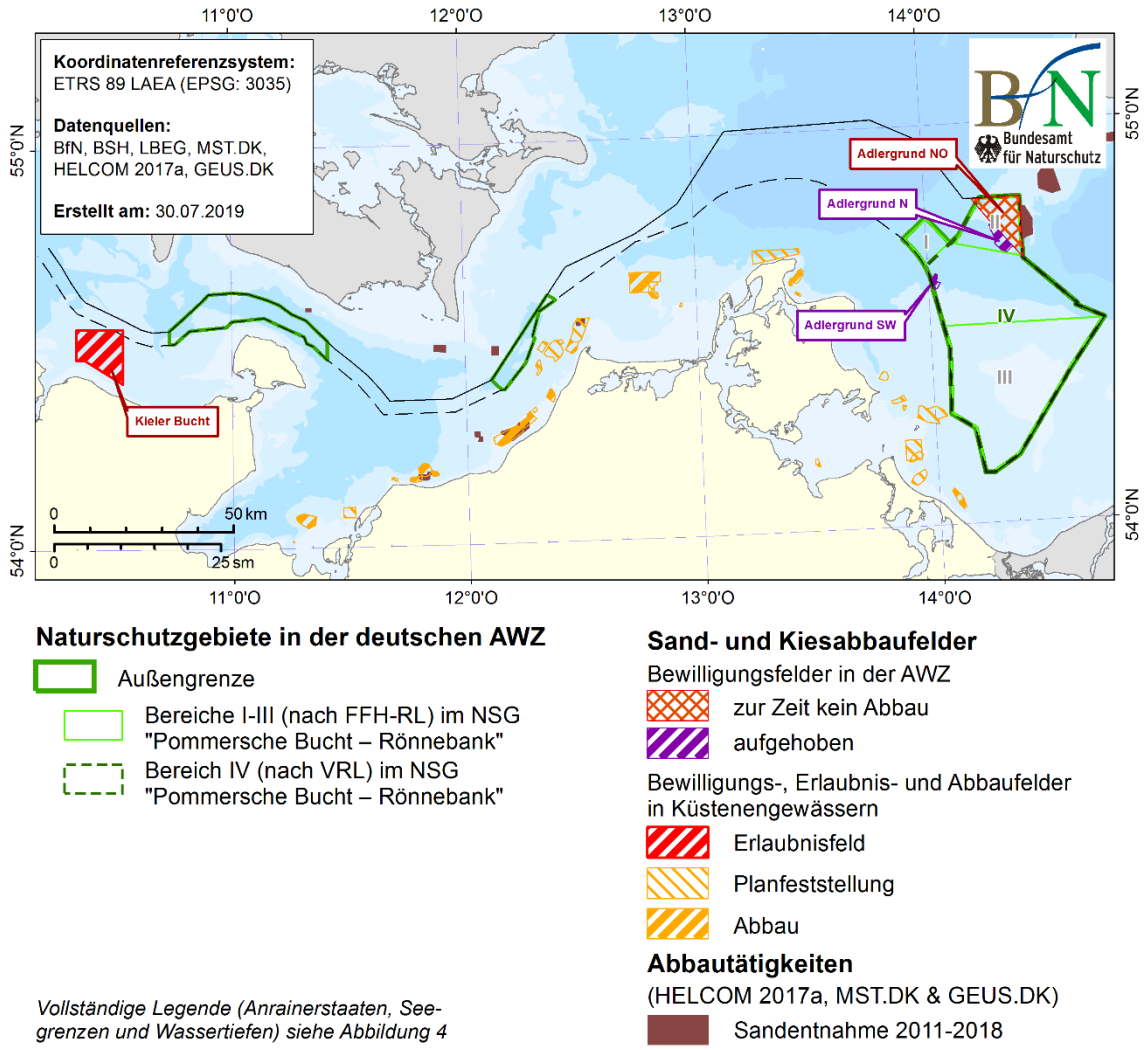


Abb. 57: Erlaubnis-, Bewilligungs- und Abbaufelder zur Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies in der deutschen Ostsee.

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 soweit möglich mit dem Untergrund und der geforderten Verlegetiefe angepassten Verlegegeräten unterschiedlicher Größe und Arbeitsweise (zum Beispiel Verlegepflug, Spülgeräte, Fräse) in den Meeresboden eingebracht. Dabei wird zum Beispiel beim Einspülen ein Wasserstrahl mit einem Druck von bis zu 1.600 bar eingesetzt. Bei der Verlegung von Kabeln im Meer kommen Spezialfahrzeuge 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 nebenei-

nanderliegenden Kabeln heben sich diese Felder weitgehend gegenseitig 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 sogenannte 2 K-Kriterium eingeführt (Sedimenterwärmung von maximal 2 K in 20 cm Tiefe unterhalb der Meeresbodenoberfläche), das zu einer Verringerung des Wärmeeintrages in die besiedelten obersten Sedimente führt. Vorhabensbestandteil für die stromabführenden Kabel von OWP sind Umspannplattformen. Errichtung und Betrieb der Umspannplattformen werden nicht gesondert betrachtet, da sich ihre Auswirkungen auf die Meeresumwelt schlecht von denen der unmittelbar benachbarten OWP trennen lassen. Zudem sind bisher alle Umspannplattformen außerhalb der NSG errichtet worden. Eine Errichtung in den NSG ist auch 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. Rohrleitungen werden in tieferen Gewässern wie in der deutschen AWZ der Ostsee in der Regel auf dem Meeresboden abgelegt und nicht eingegraben bzw. überdeckt.

4.3.1.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Die Seekabel in der deutschen AWZ der Ostsee sind Hochspannungs-Gleichstromkabel (HGÜ) oder Drehstromkabel. HGÜ-Kabel wurden bisher nur als Interkonnektoren verlegt. Alle Kabel zur Ableitung des in Offshore-Windparks erzeugten Stromes von den Umspannplattformen bis an das Festland wurden als Drehstromkabel ausgeführt. Zur windparkinternen Verkabelung der einzelnen Anlagen sowie zur Anbindung der einzelnen Windparks an die Umspannplattformen werden ebenfalls Drehstromkabel verwendet.

Im Bundesfachplan Offshore wurden die Trassen, Korridore und Flächen für die vorhandenen und weiteren geplanten Seekabelsysteme der Offshore-Windparks bereits festgelegt. Seit 2018 wird die Aufgabe der Bundesfachplanung mit dem Flächenentwicklungsplan (FEP) fortgeführt[113], welcher am 28.06.2019 veröffentlicht wurde. Zwischen Lubmin und den Windparkclustern 1 und 2 (siehe Abb. 59) liegen in einem festgelegten Korridor die Trassen von sechs Drehstromkabeln. Von diesen Kabeln sind zwei Kabel zum OWP “Wikinger” und eins zum OWP „Arkona Becken Südost“ in Betrieb (Cluster 1). Weiterhin in Betrieb ist eine Verbindung zwischen dem OWP “Wikinger” und OWP „Arkona Becken Südost“. Ein weiteres Kabel zur Anbindung des OWP „Arkona Becken Südost“ und zwei weitere Kabel sind auf kurzer Strecke parallel in die AWZ hinein genehmigt. Zur Anbindung des OWP-Gebietes Cluster 2 und zur Anbindung von „Arcadis Ost“ sind drei weitere Kabel in Planung. Die Drehstromkabel zu den Anbindungen der

[113] Quelle: https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Offshore/Meeresfachplanung/Bundesfachplaene_Offshore/bundesfachplaene_offshore.html, 22.07.2019

OWP „Baltic 1“ (Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern) und „Baltic 2“ (Cluster 3) sind bereits in Betrieb.

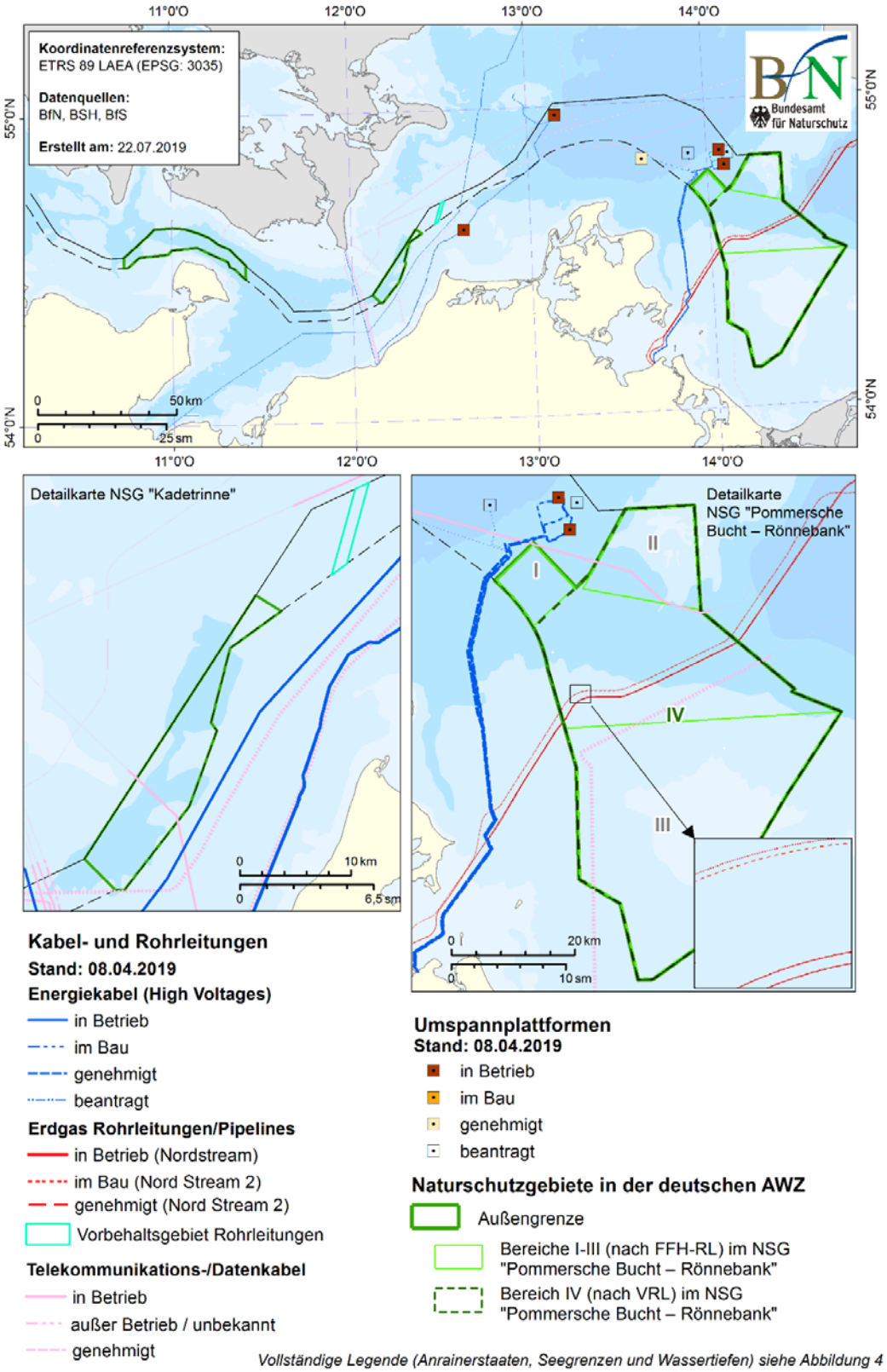


Abb. 58: Bestehende und geplante Kabel und Rohrleitungen im Bereich der deutschen Ostsee.
Dargestellt sind nur die bei BSH CONTIS enthaltenen Kabel und Rohrleitungen. Die Verläufe in dänischen, schwedischen und polnischen Gewässern sind nicht dargestellt.

Die zwei in Betrieb befindlichen HGÜ-Kabel zwischen Deutschland und Schweden (BalticCable) sowie Deutschland und Dänemark (KONTEK) sind als einpolige HGÜ-Kabel ausgeführt. Sie liegen außerhalb der Schutzgebiete in der deutschen AWZ der Ostsee.

Mit der Pipeline „Nord Stream“ verlaufen zwei nebeneinander liegende Leitungen zum Transport von Erdgas aus Russland nach Deutschland durch die deutsche AWZ der Ostsee und auch durch das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Zwei weitere Pipelines sind unter dem Namen „Nord Stream 2“ genehmigt bzw. z.T. bereits im Bau.[114] Nur für eine in der deutschen AWZ der Ostsee geplante Gaspipeline zwischen Deutschland und Schweden wurde nordwestlich des NSG „Kadetrinne“ ein Vorbehaltsgebiet in der Raumordnung festgelegt. Dieses liegt außerhalb der Schutzgebiete. Gemäß Raumordnungsplan (BSH 2009) ist eine Streckenführung außerhalb von Natura 2000-Gebieten anzustreben.

NSG „Fehmarnbelt“

Durch das NSG „Fehmarnbelt“ verläuft das nicht mehr genutzte Kommunikationskabel „Nordic Connect“ (Abb. 58). Weiterhin ist ein parallel dazu verlaufendes Kommunikationskabel mit unbekannten Status ausgewiesen.

NSG „Kadetrinne“

Durch das NSG „Kadetrinne“ verläuft ein Kommunikationskabel (Abb. 58).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Durch das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ verlaufen zwei Kommunikationskabel (Abb. 58). Nur eines der beiden Kabel ist noch in Betrieb. Im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III verläuft die Gaspipeline „Nord Stream“ mit zwei einzelnen Leitungen durch das Gebiet. Diese Pipeline wurde von April 2010 bis zum Ende des 3. Quartals 2012 gebaut.[115] Unter dem Projektnamen „Nord Stream 2“ ist eine Erweiterung um 2 Leitungen genehmigt und z.T. bereits im Bau.[116]

[114] Quelle: https://www.geoseaportal.de/mapapps/resources/apps/meeresnutzung/index.html?lang=de; 20.06.2019
[115] Quelle: https://www.nord-stream.com/de/das-projekt/bau/; 22.07.2019
[116] Quelle: https://www.geoseaportal.de/mapapps/resources/apps/meeresnutzung/index.html?lang=de; 20.06.2019

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, Offshore-Netzentwicklungsplan[117]) ausgeschlossen. Mehrere OWP im direkten Umfeld des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, welche Auswirkungen auf die Schutzgüter in den Gebieten haben, sind bereits in Betrieb oder befinden sich in der Planung (Abb. 59).

Windparks bestehen aus einer oder mehreren Reihen Windenergieanlagen, die jeweils in einem Abstand von 500 bis 1.500 m zueinanderstehen sowie gegebenenfalls einer Umspannplattform. Zur Ableitung der erzeugten Energie werden Kabel im Meeresboden verlegt (siehe Kapitel 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 nach StUK 4, BSH (2013)) der Schutzgüter durchgeführt.[118] 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 gegebenenfalls nötige Konverterplattformen errichtet. Dabei kommt es zu einem vermehrten Schiffs- und Helikopterverkehr mit den damit verbundenen Wirkungen (siehe Kapitel 4.1.1 und 4.1.3).

Für den Aufbau der Windkraftanlagen werden Errichter-Schiffe verwendet. Die Fundamente der Windkraftanlagen werden bisher größtenteils mithilfe von Pfahlgründungen, sogenannten Monopiles, Tripiles, Tripods sowie Jackets im Meeresboden verankert. Die für die Tiefgründung erforderlichen Rammungen verursachen Impulsschall von bis zu 220 dB re 1µPa²s (SEL) bzw. 245 dB re 1µPa (peak), welcher durch geeignete Schallminderungsmaßnahmen minimiert werden kann. Laut Schallschutzkonzept für die Nordsee müssen ein Schallereignispegel von 160 dB (SEL 05)[119] bzw. ein Spitzenpegel von 190 dB, je in 750 m Entfernung eingehalten werden (BMU 2013).[120] Diese Vorgaben finden in Anlehnung an das BMU-Schallschutzkozept auch für OWP in der Ostsee

[117] Quelle: https://www.netzentwicklungsplan.de/de/node/1019/netzentwicklungsplaene/netzentwicklungsplaene-2030-2017; 22.07.2019

[118] 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.

[119] Aus Praktikabilitätsgründen wird der SEL 05 verwendet, der definiert ist als Wert, der in 95 % aller Rammschläge unterschritten wird.

[120] Das Schallschutzkonzept (BMU 2013) bietet einen etablierten Bewertungsmaßstab in Bezug auf die Auswirkungen von Rammschall auf Schweinswale in der deutschen AWZ der Nordsee. Neben artenschutzrechtlichen Bewertungsmaßstäben beinhaltet es auch gebietsschutzrechtliche Bewertungsmaßstäbe. Auch in der deutschen Ostsee werden für Rammarbeiten bei der Windparkerrichtung serienmäßig Schallminderungsmaßnahmen eingesetzt, um das Einhalten der Lärmgrenzwerte nach BMU (2013) zu gewährleisten.

standardmäßig Anwendung. Weiterhin müssen vor Beginn der Rammungen Maßnahmen zur Vergrämung der Tiere mit Pingern und Seal Scarern unmittelbar vor Beginn der Rammung sowie ein sogenannter „Softstart“ (schrittweise Steigerung der Rammenergie) durchgeführt werden.[121] Weniger schallintensive Verfahren stellen Schwerkraft- und Bucketfundamente dar. Allerdings ist dabei durch die größere Standfläche und einen gegebenenfalls nötigen Kolkschutz die überbaute Fläche größer als zum Beispiel bei einem Monopile. Diese Verfahren wurden in der deutschen AWZ der Ostsee bisher nicht eingesetzt.

Die Betriebsphase der OWEA ist mit einem kontinuierlichen vermehrten Serviceverkehr durch schnellfahrende Crew-Transportschiffe und Helikopter verbunden (siehe Kapitel 4.1.1 und 4.1.3). Die Betriebsphase ist verbunden mit Dauerschall durch die OWEA (Rotorgeräusche 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)[122] mit starken tonalen Komponenten und der größten abgestrahlten Energie im Frequenzbereich von ca. 30-800 Hz (Betke & Matuschek 2011).

OWEA haben eine Lebensdauerprognose von 20 Jahren[123], werden aber entsprechend der ständigen Genehmigungspraxis des BSH für einen Betrieb von 25 Jahren genehmigt. Der Rückbau erfolgt im Rahmen einer Erneuerung freiwillig oder muss nach endgültiger Aufgabe der Anlage innerhalb von 2 Jahren erfolgen. Nach Ablauf des genehmigten Betriebszeitraums muss grundsätzlich auch die Verkabelung und die Konverterplattform zurückgebaut werden.

Zum 01.01.2017 ist das Gesetz zur Entwicklung und Förderung der Windenergie auf See[124] (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, wurde am 01.04.2017 und am 01.04.2018 jeweils eine separate Ausschreibung durchgeführt.

Zentrales Instrument für die Entwicklung von OWP ab 2026 ist der Flächenentwicklungsplan (FEP) des BSH, welcher erstmalig am 28.06.19 veröffentlicht wurde.

4.3.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Drei Windparks befinden sich derzeit in der deutschen AWZ der Ostsee in Betrieb, zwei weitere Windparks sind beantragt (alle Angaben Stand Juni 2019, siehe Abb. 59). Ein Rückbau von OWEA findet derzeit nicht statt.

[121] Quelle: http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/17/050/1705009.pdf; 12.06.2019
[122] Betke & Matuschek (2012) geben Werte um 120 dB in einer Messentfernung von 100 m an. Eine Abschätzung des von den Autoren nicht genannten Quellpegels kann mit einem einfachen Ausbreitungsmodell von 15 logR erfolgen und ergibt die genannten 150 dB re 1 µPa 1m (rms).
[123] Quelle: http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/405907/; 22.07.2019
[124] Quelle: http://www.gesetze-im-internet.de/windseeg/; 22.07.2019

Die ab 2026 zu entwickelnden Flächen (siehe oben) beschränken sich auf die im Bundesfachplan Offshore (BFO) 2013 (BSH 2013) sowie im BFO 2016 (BSH 2016) ausgewiesenen Cluster 1 bis 3 (siehe Abb. 59) und werden künftig jeweils vom BSH in Zusammenarbeit mit der Bundesnetzagentur in einem Flächenentwicklungsplan (FEP) bestimmt. Auch der 2. Entwurf des Offshore-Netzentwicklungsplanes (O-NEP, Version 2017[117]) sieht einen Ausbau in den Clustern 1 bis 3 bis zum Jahr 2030 vor. Der BFO wurde letztmalig 2017 fortgeschrieben und wird künftig zusammen mit dem O-NEP im FEP fortgeführt. Der FEP wurde am 28.06.2019 veröffentlicht und konnte für das vorliegende Dokument nicht mehr berücksichtigt werden.

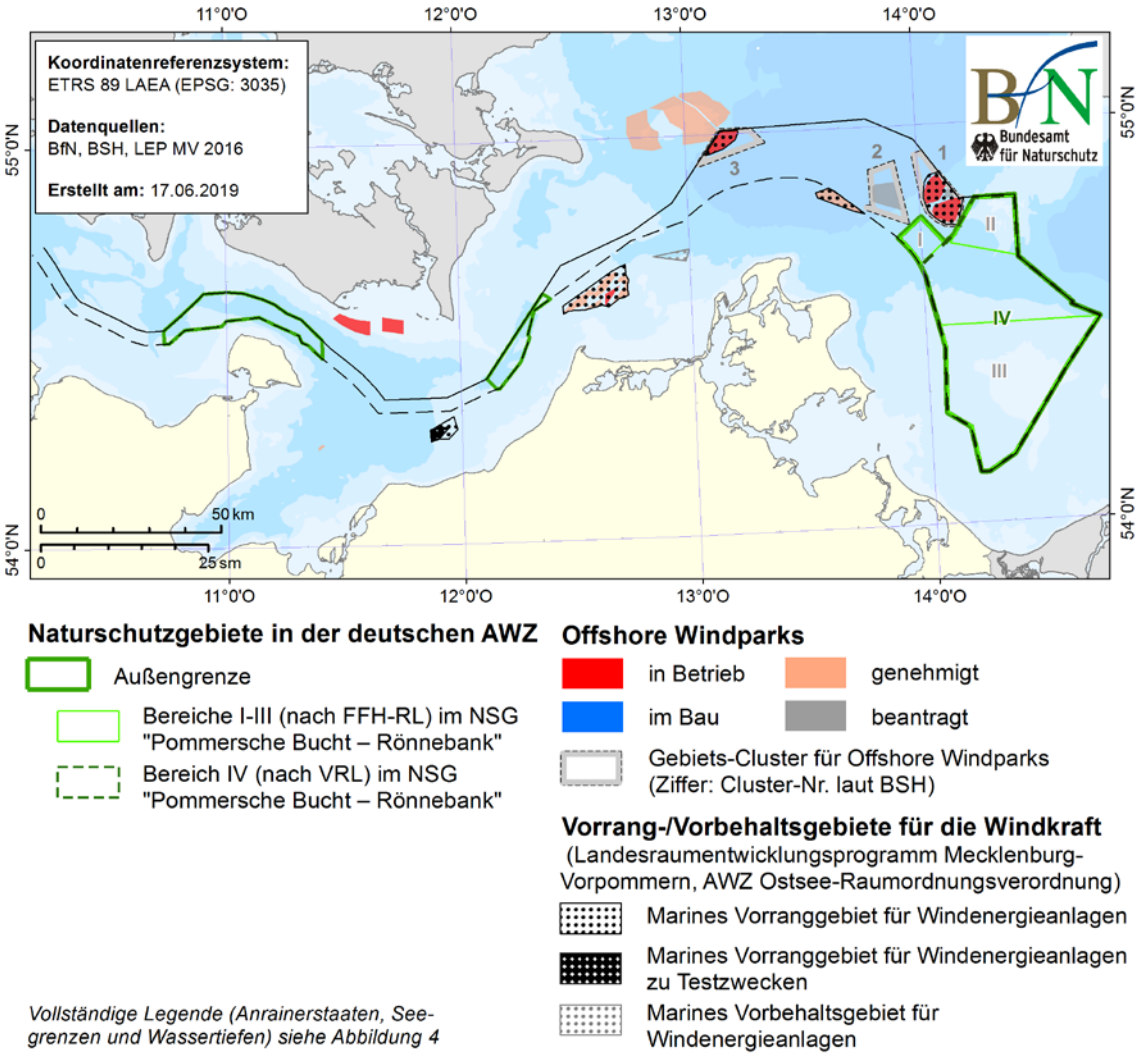


Abb. 59: Offshore Windparks in der deutschen Ostsee.
Dargestellt sind die bei BSH CONTIS enthaltenen Offshore Windparks sowie die im Raumordnungsplan Ostsee und im Landesraumentwicklungsprogramm MV 2016 aufgeführten Vorrang- und Vorbehaltsgebiete für die Windkraft. Weiterhin sind der im Juni 2019 genehmigte und im Küstenmeer liegende OWP „Gennaker“ sowie OWP in Dänemark und Schweden[125] dargestellt.

[125] Quelle: https://www.4coffshore.com/offshorewind/; 11.06.2019

Im Zuge des weiteren Ausbaus der Offshore-Windparks ist mit einer weiteren Zunahme des bau- und betriebsbedingten Schiffs- und Flugverkehrs in den Windparks und entlang der Routen, die zu den Windparks führen, zu rechnen.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ selbst befinden sich weder Windparks noch sind derzeit welche geplant. Fünf Kilometer nordöstlich des Schutzgebietes befindet sich ein dänischer Windpark mit 90 OWEA (Abb. 59). Dieser wurde am 12.10.2010 in Betrieb genommen. Die Gründung erfolgte ohne Impulsrammung auf Schwerkraftfundamenten. Die Wartung erfolgt von Rødby aus.[126]

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ und seiner näheren Umgebung befinden sich aktuell keine Windparks (Abb. 59). 15 km östlich des Schutzgebietes liegt im Küstenmeer von Mecklenburg-Vorpommern der OWP „Baltic I“ mit 21 OWEA. Die Gründung erfolgte im Jahr 2010 im Impulsrammverfahren ohne Schallminderung.[127] Schallminderungsmaßnahmen werden erst seit 2011 für die Rammarbeiten bei der Windparkerrichtung verpflichtend eingesetzt, um das Einhalten der Lärmgrenzwerte nach BMU (2013) zu gewährleisten.

Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns liegt im nahen Umfeld des Schutzgebietes (ca. 5 km östlich) ein marines Vorranggebiet für Windenergieanlagen.[128] Für dieses Vorranggebiet wurde ein Antrag auf Errichtung und Betrieb des OWP „Gennaker“ mit 103 OWEA genehmigt.[129]

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Zwei in Betrieb befindliche Windparks (OWP „Wikinger“: Baubeginn März 2016, in Betrieb seit Oktober 2018, „Arkona Becken Südost“: Baubeginn August 2017, in Betrieb seit April 2019) und zwei beantragte Windparks (Wikinger Süd und Baltic Eagle) grenzen nördlich an das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ an oder befinden sich im näheren Umkreis (Abb. 59). Die Mitte des OWP „Wikinger“ ist vom Außenrand des NSG ca. 8600 m (Bereich I) bzw. 10.400 m (Bereich II) entfernt, vom Außenrand dieses OWP zum Außenrand des NSG sind es ca. 3800 m (Bereich I) bzw. 8200 m (Bereich II). Beim OWP

[126] Quelle: http://www.4coffshore.com/windfarms/r%c3%b8dsand-2-denmark-dk11.html; 22.07.2019
[127] Quelle: http://www.hansa-online.de/2011/10/offshore-2/68796/viel-laerm-um-den-rammschall/; 22.07.2019
[128] Quelle: http://www.regierung-mv.de/Landesregierung/em/Raumordnung/Landesraumentwicklungsprogramm/aktuelles-Programm/; 22.07.2019
[129] Quelle: http://www.stalu-mv.de/vp/Service/Presse_Bekanntmachungen/?id=149977&processor=processor.sa.pressemitteilung; 12.06.2019

„Arkona Becken Südost“ beträgt die Entfernung vom Zentrum des OWP zum Außenrand des NSG 5000 m (Bereich I) bzw. 6300 m (Bereich II), während die Distanz zwischen Außenrand des OWP und Außenrand des NSG ca. 2800 m (Bereich I) bzw. 1400 m (Bereich II) misst.

Diese OWP sind Teil der nördlich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gelegenen Cluster 1 und 2. Dort können zukünftig weitere Bereiche für den Bau von OWP ausgeschrieben werden, allerdings wird der größte Teil der Cluster bereits von den bisher geplanten OWP eingenommen. Der Installations- und Servicehafen der OWP „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ ist Mukran. Der Verkehr zu dem Windpark verlief in den Jahren 2016 und 2017 durch den Bereich I des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (siehe Kapitel 4.1.1.2).

4.3.3 Bau von Verkehrswegen (Tunnel)

Dänemark und Deutschland planen den Bau einer festen Querung des Fehmarnbelts, die die schleswig-holsteinische Insel Fehmarn über einen Tunnel direkt mit der dänischen Insel Lolland verbindet. Wesentliche Grundlage ist der am 3. September 2008 geschlossene Staatsvertrag zwischen der Bundesrepublik Deutschland und dem Königreich Dänemark, in dem die Vertragsstaaten übereinkommen, dass eine feste Querung über den Fehmarnbelt für den Schienen- und Straßenverkehr errichtet und betrieben wird.

Das dänische Parlament hat am 28. April 2015 mit der Verabschiedung des Baugesetzes die Voraussetzung zum Bau des Tunnels auf dänischer Seite geschaffen. Die Baugenehmigung auf deutscher Seite erfolgt im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens. Der Antrag auf Planfeststellung wurde im Oktober 2013 eingereicht, das erste Anhörungsverfahren fand 2014–2015 statt. Am 13. Juni 2016 stellten die Vorhabenträger einen Antrag auf Planänderung. Dabei wurden die Ergebnisse des ersten Anhörungsverfahrens ebenso berücksichtigt wie neue relevante Gerichtsurteile zu anderen Vorhaben, geänderte Richtlinien, erneute Untersuchungen der Umweltbedingungen sowie Anforderungen deutscher Behörden. Das Anhörungsverfahren zur beantragten Planänderung fand im Sommer 2017 statt, ein Planfeststellungsbeschluss für den deutschen Teil der Fehmarnbelt-Querung wurde am 31.01.2019 erlassen. Da eine Verwirklichung des Vorhabens als wahrscheinlich eingestuft wird, wird das Vorhaben hier als voraussichtliche Nutzung behandelt.

Es handelt sich dabei um einen 18 km langen Tunnel zwischen Puttgarden (D) und Rødby (DK) einschließlich der Verkehrsanbindung an das bestehende Straßennetz. Der Tunnel ist als kombinierte Eisenbahn- und Fernstraßenverbindung geplant. Der deutsche Planfeststellungsabschnitt umfasst eine Schienenstrecke von 12,6 km und eine Straßenstrecke von 12,9 km. Davon verlaufen jeweils 9,5 km im Tunnel. Der Streckenabschnitt in der deutschen AWZ umfasst etwa 4,3 km und befindet sich vollständig im NSG „Fehmarnbelt“.

Der Fehmarnbelt-Tunnel soll als Absenktunnel aus hohlen Betonelementen ausgebildet werden, die in einem eigens zu diesem Zweck errichteten Werk in Rødbyhavn hergestellt

werden. Dazu muss am Meeresboden im Fehmarnbelt ein Graben ausgehoben werden, in den der Tunnel eingebettet wird. Der Graben ist bis zu 60 m breit, 16 m tief und 18 km lang. Insgesamt müssen ca. 19 Millionen m³ Meeresboden ausgehoben werden, der Aushub soll auf beiden Seiten des Fehmarnbelts (Fehmarn und Lolland) in Form von Poldern aufgeschüttet werden. Die Beton-Tunnelelemente werden in den Graben abgesenkt und am Meeresboden miteinander verbunden. Anschließend werden die Tunnelelemente mit Sand und Steinen, die auf dem Seeweg antransportiert werden, abgedeckt. Die Sandgewinnung erfolgt in der dänischen AWZ in etwa 5 km Entfernung zum NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank".

Im Jahr 2014 wurde die bergrechtliche Bewilligung zur Aufsuchung und Gewinnung von Sand im Feld „Feste Fehmarnbeltquerung" erteilt, welches im Bereich der geplanten Trasse liegt. Da dieses Bewilligungsfeld im Zusammenhang mit dem Bau der Festen Fehmarnbeltquerung steht, wird es vermutlich ohne Betriebspläne bleiben.

4.4 Sonstige Nutzungen

4.4.1 Militärische Aktivitäten

4.4.1.1 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 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 Ostsee 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):

- Rohrwaffen/Bordkanonen von Luftfahrzeugen
- Lenkflugkörper gegen Luft- und Seeziele
- Leicht- und Schwergewichtstorpedos

Weiterhin finden der Einsatz von „elektronischen Gegenmaßnahmen" (zum Beispiel 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.

4.4.1.2 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 den „Nachrichten für Seefahrer“ des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Beschreibungen zur Ausprägung der Nutzung in den einzelnen Schutzgebieten wurden von der Bundeswehr erstellt.

In der deutschen Ostsee sind allgemeine Übungsgebiete, Luftübungs- und -schießgebiete (ED-D, ED-R, TRA), U-Boot-Tauchgebiete, Artillerieschießgebiete, Minenjagdgebiete und Sperrwaffenübungsgebiete ausgewiesen. Eine Übersicht über die militärischen Übungsgebiete in der deutschen Ostsee ist in Abb. 60 zu finden.

Entsprechend der in den „Nachrichten für Seefahrer“ in den Jahren 2011 bis 2016 veröffentlichten Warnmeldungen fanden jeweils mehrere militärische Übungen pro Jahr statt (Artillerieschießen, Torpedoschießen, Einsatz von U-Booten, Drohnen und Luftfahrzeugen). Dabei wurden verschiedene Gebiete genutzt, vor allem die Gebiete in der Flensburger Förde, der Kieler Bucht, der Mecklenburger Bucht, nördlich der Insel Rügen und in der Pommerschen Bucht. Die Übungen wurden in der Regel für einen Zeitraum von mehreren Monaten bis zu einem halben Jahr angekündigt, wie lange die Übungen tatsächlich dauerten, ist dieser Quelle in der Regel nicht zu entnehmen.

Sonareinsatz

In allen Übungsgebieten in der Ostsee werden Sonaranlagen eingesetzt. In der Ostsee setzt die Einsatzflottille 1 Kiel das Minensuchsonar DSQS11-M mit einer kurzem Pulsdauer und einer hohen Pulswiederholfrequenz 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 bis 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 (Deutscher Bundestag 2014). Die Sprengungen erfolgten verteilt in allen Übungsgebieten. Detaillierte Daten für die Ostsee 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 der Status „Seeraum überprüft und frei von Fahrzeugen“ vorliegen.

Schießübungen werden überwiegend in den Grenzen der Artillerieschießgebiete (vergleiche Schieß-Übungsgebiete in Abb. 60) 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 Ostsee regelmäßig Einsatz- und Übungsflüge statt, welche grundsätzlich auch Tiefflüge bis auf eine minimale Flughöhe von 100 ft (ca. 30 m) umfassen. Der Tiefflüganteil beträgt generell nur einen Bruchteil der Gesamtflugzeit.

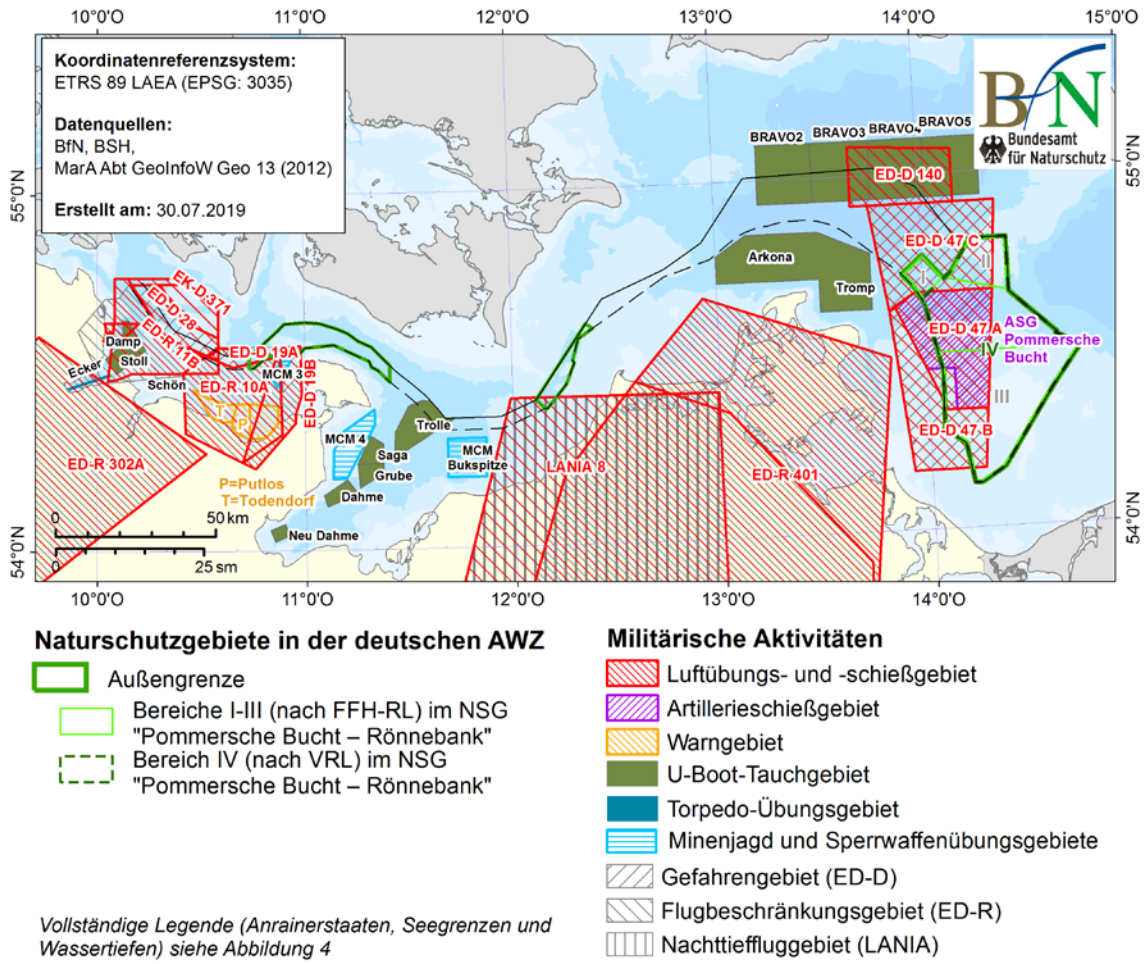


Abb. 60: Militärische Schieß- und Übungsgebiete im Bereich der deutschen Ostsee.

NSG „Fehmarnbelt“

Ein kleiner, südwestlicher Teil des NSG "Fehmarnbelt" befindet sich unterhalb zweier (Luft-) Gefahrengebiete (ED-D 19 A und ED-D 19 B). Im nahen Umfeld südwestlich des NSG befinden sich die Warngebiete Putlos und Todendorf im Küstenmeer Schleswig-Holsteins (die südwestliche Ecke des NSG "Fehmarnbelt" befindet sich außerhalb des Warngebietes Todendorf an dessen nördlicher Grenze).

Die Warngebiete Putlos und Todendorf werden sowohl von der Marine auf See als auch von anderen Teilstreitkräften (Streitkräftebasis und Heer) von Land ins Seegebiet für die Durchführung von Seeziel- und luftfahrzeugunterstützten Flugzielschießen genutzt. Sie werden zur Durchführung militärischer Vorhaben für die Nutzung Dritter gesperrt. Zudem befinden sich oberhalb dieser Warngebiete Flugbeschränkungsgebiete ab Meereshöhe, welche für die Zeit der Durchführung der Übungsvorhaben ebenfalls gesperrt werden. An diese Flugbeschränkungsgebiete schließen sich nördlich bzw. östlich die oben genannten (Luft-) Gefahrengebiete (ED-D 19 A und ED-D 19 B) an, die für die Zeit der Durchführung von Übungsvorhaben in den Warngebieten Putlos und Todendorf ebenfalls angemeldet werden können.

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ gibt es keine militärischen Übungsgebiete. Gleichwohl sind militärische Aktivitäten im NSG grundsätzlich nicht gänzlich ausgeschlossen.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das westliche Drittel des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (südwestliche Ecke von Bereich I, nordwestlicher Teil von Bereich III bzw. westlicher Teil von Bereich IV) liegt im Artillerieschießgebiet Pommersche Bucht, in welchem die Marine neben Seeziel- und Luftzielschießen u.a. auch Alarm- bzw. Funktionsschießen, Seeminenabwehrübungen, Sprengungen und Sonareinsätze (u.a. im Rahmen von U-Bootjagdübungen) durchführt.

Nahezu deckungsgleich mit dem Artillerieschießgebiet Pommersche Bucht befindet sich oberhalb des westlichen Drittels des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ein (Luft-) Gefahrengebiet (ED-D 47 A) ab Meereshöhe, in welchem militärische Flugmanöver und Luftkampfübungen sowie Luftzielschießen der Luftwaffe durchgeführt werden. Südwestlich daran schließt sich ein weiteres (Luft-) Gefahrengebiet (ED-D 47 B) ab Meereshöhe an, das einen südwestlichen Teil des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ überdeckt und in welchem militärische Flugmanöver und Luftkampfübungen sowie Luftzielschießen der Luftwaffe durchgeführt werden. Der für Luftzielschießen (ausschließlich mit Bordkanone 27 mm) zulässige Abschnitt (ASZ - Allowable Shooting Zone) befindet sich dabei aufgrund von zwingend einzuhaltenden Sicherheitsabständen im zentralen Bereich der Gefahrengebiete (ED-D 47 A und B) und somit oberhalb des westlichen Randes des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (westliche Ränder der Bereiche III und IV).

Der nördliche Teil des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (fast der komplette Bereich I sowie ein Großteil von Bereich II und damit ca. ein Sechstel der NSG-Fläche) wird von einem weiteren (Luft-) Gefahrengebiet (ED-D 47 C) überdeckt, in welchem jedoch nur Flugmanöver (ohne Schießvorhaben) ab einer Höhe von 7.000 ft (2.100 m) durchgeführt werden.

Die militärischen Aktivitäten führen temporär zu vermehrtem Schiffs- und Flugverkehr.

4.4.2 Beseitigung militärischer Altlasten

4.4.2.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Zu den militärischen Altlasten zählen eingesetzte, aber nicht detonierte Munition und in Bezug auf die Ostsee insbesondere unmittelbar nach Ende des 2. Weltkriegs versenkte Kampfmittel. In Munitionsversenkungsgebieten kann sich bezünderte und unbezünderte Munition befinden. Generell wird zwischen konventioneller und chemischer Munition unterschieden.

Konventionelle Munition enthält Sprengstoffe oder Brandmittel (zum Beispiel weißen Phosphor) und entfaltet ihre Wirkung durch Detonation oder Inbrandsetzung. Unkontrollierte (Selbst-) Detonationen können durch Alterung der Materialien (Sprengkopf, Umman-

telung) und der chemischen Inhaltsstoffe sowie durch physische Beanspruchung (Bergung, Stoß durch Schiffsanker) erfolgen. Durch chemische und physikalische Umwandlungsprozesse kann mit dem Alter unter anderem 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 unterschiedliche Lösbarkeit im Meerwasser. So werden einige Stoffe wie zum Beispiel Tabun und Phosgen in Meerwasser schnell gelöst und dabei in weniger gefährliche oder ungefährliche Bestandteile zerlegt, während andere, wie zum Beispiel Senfgas (S-Lost), zum Teil zusammen mit Beimischungen kaum lösliche Klumpen bilden und somit in der Meeresumwelt nahezu unbegrenzt persistent sind.
Durch die Korrosion der Munitionshüllen und der **Zünder** von konventioneller wie auch chemischer Munition werden unter anderem Schwermetalle freigesetzt. Die Menge an Quecksilber aus Munition in der deutschen Ostsee beträgt ca. 100 t, was der 3.000-fachen Jahreseintragsmenge aus Fließgewässern und Atmosphäre 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 MELUND in Schleswig-Holstein 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 (zum Beispiel einer Mine in einem Schleppnetz) erfolgt ein sofortiger Einsatz. Dabei wird handhabungsunsichere Munition in der Regel durch Vernichtungssprengungen beseitigt. Hierzu zählen marine Großkampfmittel wie Minen, Torpedos oder Wasserbomben. Nicht jede Sprengung führt durch sogenannte 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 Unterwasserdrohnen 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 bis 19 dB erreicht werden (Schmidtke 2010). Der Einsatz der Blasenschleiertechnologie ist, obwohl technisch ausgereift und nachgewiesenermaßen hochwirksam, derzeit nicht verpflichtend (Deutscher Bundestag 2012).

Kleinere, gut identifizierbare Munitionsteile werden zumeist sprengungsfrei geborgen. Sprengungsfreie Methoden zur Munitionsbeseitigung werden aktuell weiterentwickelt.[130] Beispiele für sprengungsfreie Methoden sind die robotische Bergung mit Wasserstrahlschneidtechnik sowie Sprengstoffausspülung oder die Inertisierung und Behandlung der Inhaltsstoffe durch Hochtemperaturverbrennung.

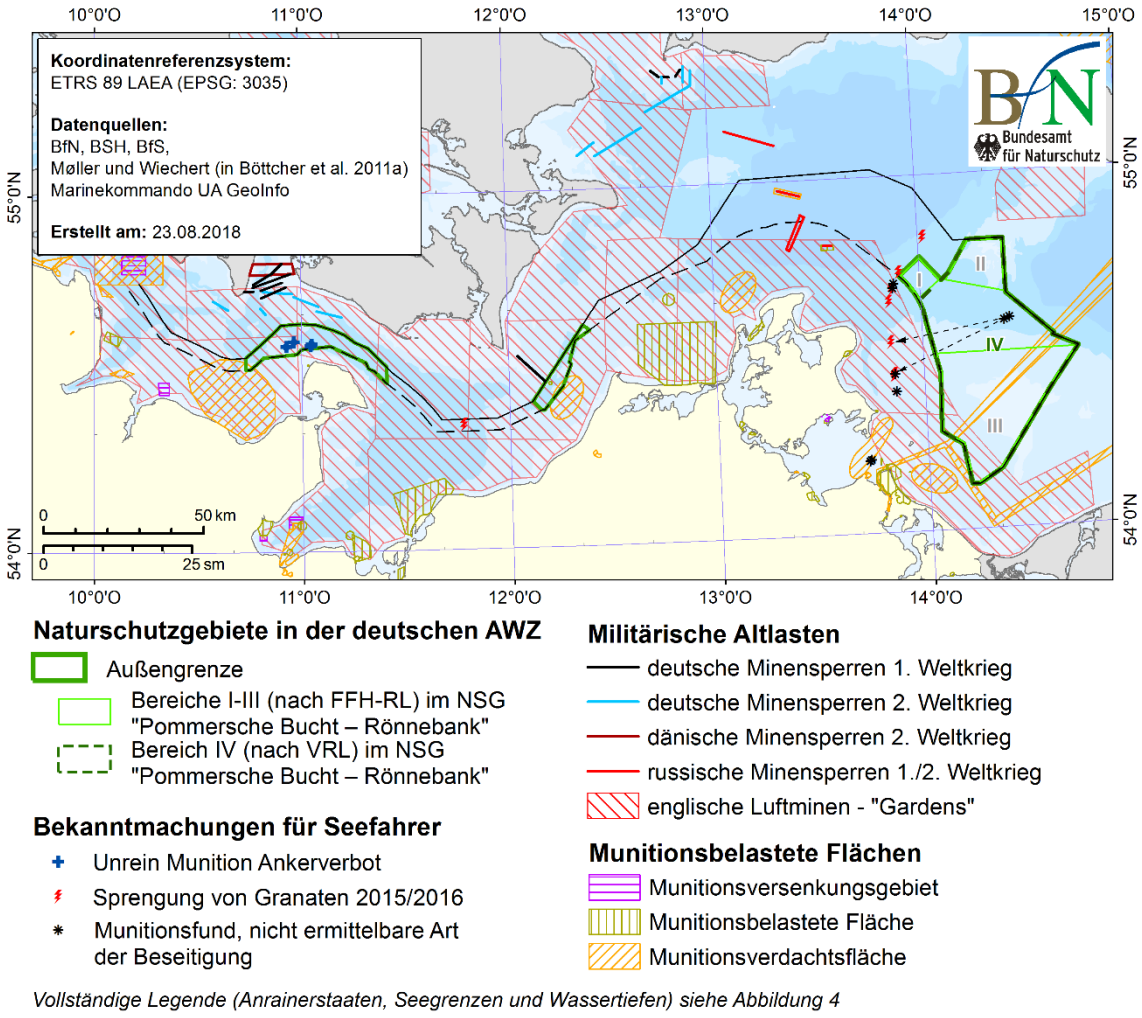
Eine Abwägung, welche Methode für Munitionsberäumungen zur Anwendung kommt, liegt derzeit im Ermessen der zuständigen Behörde.

4.4.2.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

Nach Angaben des BLANO-Expertenkreises „Munition im Meer“ befindet sich entlang der gesamten deutschen Ostseeküste eine Reihe von ehemaligen Versenkungsgebieten, munitionsbelasteten Flächen sowie Munitionsverdachtsflächen ((Böttcher et al. 2011a), Abb. 61). Diese liegen jedoch vor allem im Küstenmeer. Der Umfang der Munitionsbelastung der deutschen AWZ, und insbesondere auch der dort gelegenen Schutzgebiete, ist nicht bekannt. In einigen Fällen gibt es Informationen über die (punktuelle) Einbringung durch Kampfhandlungen. So ist aus Logbuchaufzeichnungen, Befehlen und anderen historischen Dokumenten unter anderem die voraussichtliche Lage von Minensperren dokumentiert. Eine Darstellung von Minensperren findet sich in Böttcher et al. (2011a) (siehe Abb. 61). Auf dieser Grundlage ist anzunehmen, dass in der deutschen AWZ der Ostsee hauptsächlich im Bereich der Kadetrinne und nördlich der Insel Rügen mit von Schiffen verlegten Ankertauminen gerechnet werden muss, Grundminen jedoch fast flächendeckend angetroffen werden können. Durch die britische Luftwaffe wurde im Zweiten Weltkrieg das Seegebiet südlich des Großen und Kleinen Belts, die Flensburger Förde, die Kieler Bucht und die Gewässer um Fehmarn intensiv mit Luftminen vermint. Diese sogenannten „gardens“ sind mit ihren Umfassungslinien bekannt. Dort werden auch heutzutage noch Grundminen gefunden.

Im Bereich der deutschen AWZ der Ostsee befinden sich keine ehemaligen Munitionsversenkungsgebiete (siehe Abb. 61). Es existieren jedoch weitere munitionsbelastete Flächen, die nicht als offizielle Versenkungsgebiete deklariert waren, in denen aber trotzdem große Mengen von Munition versenkt wurden (Böttcher et al. 2011b). Insgesamt werden im Bereich der deutschen Ostsee noch heute über 300.000 t konventionelle Munition sowie 5.000 t mit Tabun und Senfgas gefüllte Munition vermutet (Böttcher et al. 2011a).

[130] Zum Beispiel RoBEMM: Entwicklung und Erprobung eines robotischen Unterwasser-Bergungs- und Entsorgungsverfahrens inklusive Technik zur Delaboration von Munition im Meer, insbesondere im Küsten- und Flachwasserbereich: https://www.ict.fraunhofer.de/content/dam/ict/de/documents/medien/es/ES_Robotisches_Unterwasser_Bergungs-_und_Entsorgungsverfahren_V02_de.pdf, 22.07.2019



Vollständige Legende (Anrainerstaaten, Seegrenzen und Wassertiefen) siehe Abbildung 4

Abb. 61: Militärische Altlasten in der westlichen Ostsee.

Es kann nicht immer davon ausgegangen werden, dass Munition heute noch am Versenkungsort liegt (Böttcher et al. 2011a). So ist eine großflächige Verschleppung durch Schleppnetzfischerei dokumentiert. Auch bei Offshore-Bauarbeiten kann es zur Verlagerung kommen. Zudem wird Fundmunition (durch Fischer) oft wieder – häufig an anderer Stelle – ins Meer rückversenkt. Nach der Korrosion und dem Auseinanderbrechen von Munitionshüllen können Inhaltsstoffe durch Strömungen und Wellenschlag transportiert werden (Böttcher et al. 2014). Der in Brandbomben und Leuchtspurmunition enthaltene weiße Phosphor wird zum Beispiel an der Ostseeküste vor allem im Bereich der Insel Usedom[131] angeschwemmt, wobei die gelblichen Klumpen mit Bernstein verwechselt werden können und in der Vergangenheit regelmäßig zu Unfällen bei Strandbesuchern geführt haben (Böttcher et al. 2011a).[132]

[131] Quelle: http://www.stefannehring.de/phosphor-usedom.htm; 22.07.2019
[132] Quelle: http://www.spiegel.de/wissenschaft/mensch/phosphor-aehnelt-bernstein-und-verbrennt-mann-am-strand-a-943631.html; 22.07.2019

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) und kann auch durch menschliche Handlungen, wie unvollständige Sprengungen, gefördert werden. Durch filtrierende Organismen können Munitionsinhaltsstoffe aufgenommen und angereichert werden (Strehse et al. 2017; Appel et al. 2018).

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 sprengstofftypischen Verbindungen 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 2013b). Munition, deren Hülle durch Korrosion vollständig aufgelöst ist, ist mit herkömmlichen Ortungsmethoden nicht mehr auffindbar.

Munitionsberäumungen in deutschen Meeresgewässern erfolgen anlass- und risikobezogen auf Basis einer Gefährdungsbeurteilung (Deutscher Bundestag 2019). In der deutschen AWZ werden Munitionsberäumungen hauptsächlich im Zusammenhang mit Bau- und Infrastrukturprojekten vorgenommen: So kommt es im Rahmen der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen und des Baus von OWP aktuell zu einer vermehrten Beseitigung militärischer Altlasten. Zum Beispiel wurden nach Böttcher et al. (2016) in den Jahren 2015 und 2016 im Bereich der Nord Stream Pipeline sowie einer Kabeltrasse östlich von Rügen mehrere Kampfmittel gefunden und geborgen oder gesprengt (Böttcher et al. 2016; Böttcher et al. 2017). In der AWZ der Ostsee ist die Beseitigung militärischer Altlasten überwiegend mit den Nutzungen „Energieerzeugung aus Wind“ und „Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen“ verbunden. Im Rahmen dieser Nutzungen ist auch zukünftig mit einer Beseitigung militärischer Altlasten zu rechnen. Daneben können insbesondere im Bereich von Schifffahrtsstraßen Munitionsberäumungen auch zur Gewährleistung der Schiffssicherheit erfolgen (Deutscher Bundestag 2014). Munitionsberäumungen zu Sanierungszwecken erfolgen in der deutschen AWZ der Ostsee bislang nicht (Deutscher Bundestag 2019).

NSG „Fehmarnbelt“

2015 wurden nach einem Fund mehrerer Grundminen auf dem Kiel-Ostsee-Weg und dem Lübeck-Gedser-Weg in einer Bekanntmachung für Seefahrer vier Punkte im Gebiet als „Unrein Munition Ankerverbot“ klassifiziert (Abb. 61).[133] Die sprengtechnische Entschärfung von 25 Grundminen (Ladungsgewicht 425 kg) durch Absprengung des Gerätekastens mithilfe einer Sprengschnur einer Ladungsgröße von ca. 150 g Sprengstoff durch den schleswig-holsteinischen Kampfmittelräumdienst fand 2016 statt (Böttcher et al.

[133] Quelle: Die entsprechende Bekanntmachung für Seefahrer ist nicht mehr auf www.elwis.de veröffentlicht.

2017). Die Minen lagen teilweise im westlichen Teil des NSG und teilweise unmittelbar südlich des NSG. Die nach der Entschärfung unversehrten Sprengladungen wurden zur späteren Weiterbehandlung in das Sperrgebiet in der Kolberger Heide (nördlich von Heidkate / Kieler Bucht) verzogen. Im Rahmen von Manövern fand die Marine Ende 2016 weitere Grundminen. Ende 2016 wurden von einem Wracksuchschiff des BSH auf dem Seeweg Lübeck-Gedser-Weg (ostwärts Fehmarn) drei Torpedos entdeckt, von denen bisher einer am 23.11.2016 in der AWZ durch die Bundesmarine ohne Blasenschleier ca. 15 sm südöstlich des NSG gesprengt wurde, und für die zwei anderen wird im Küstenmeer ein Räumkonzept erarbeitet (Böttcher et al. 2017).[134]

An den südwestlichen Teil des Schutzgebietes grenzt die Munitionsverdachtsfläche BKB08L (Hohwachter Bucht) an (Böttcher et al. 2011b). Laut Böttcher et al. (2011b) lagern dort auf dem Meeresgrund verschiedene Typen verschossener ballistischer Munition. Im Rahmen des geplanten Baus des Tunnels der Fehmarnbeltquerung ist dort mit einer Beseitigung militärischer Altlasten zu rechnen.

Über die hier beschriebenen Munitionsfunde hinaus sind weitere Munitionsvorkommen im NSG „Fehmarnbelt“ und seinem nahen Umfeld möglich. Ferner ist nicht auszuschließen, dass im Bewertungszeitraum weitere Sprengungen erfolgt sind.

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ befindet sich zentral eine munitionsbelastete Fläche (BMB03L) von 80 ha Größe. Hier liegt ein im Zweiten Weltkrieg gesunkenes Vorpostenboot, welches mit Großsprengkörpern (Wasserbomben, Seeminen und Torpedos) ausgerüstet war (Böttcher et al. 2011b). Im Jahr 2013 wurden drei Wasserbomben auf dem Oberdeck des Vorpostenbootes geborgen und in Landnähe gesprengt. Eine Untersuchung der Innenräume konnte aufgrund der Versandung nicht erfolgen. Recherchearbeiten im Jahr 2013 ergaben Hinweise darauf, dass weitere Wracks ähnlichen Typs im NSG liegen könnten (Böttcher et al. (2014); Böttcher persönliche Mitteilung). Die Sprengung eines Torpedokopfes durch die Bundesmarine am 23.11.2016 erfolgte ohne Blasenschleier ca. 12 sm westlich des NSG (Böttcher et al. 2017).

Im südöstlichen Teil des Schutzgebietes reicht eine 9.880 ha große Munitionsverdachtsfläche (BMB04L) in das Gebiet hinein. Dort wurden bis Ende 1943 Seezielschießübungen mit Gefechtsgranaten mit einem Kaliber von 17 cm durchgeführt (Böttcher et al. 2011b). In der Verdachtsfläche (siehe Abb. 61) liegt ausschließlich konventionelle Munition.

Über die hier beschriebenen Munitionsfunde hinaus sind weitere Munitionsvorkommen im NSG „Kadetrinne“ und seinem nahen Umfeld möglich. Ferner ist nicht auszuschließen, dass im Bewertungszeitraum weitere Sprengungen erfolgt sind.

[134] Quelle: Bekanntmachung für Seefahrer 188/16, WSA Stralsund, 24.11.2016, https://www.elwis.de/DE/dynamisch/BfS/index.php?target=3&source=2&db_id=144256; 22.07.2019

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Bereich IV des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zwischen den Bereichen I, II und III wurden 2015 an der Nord Stream Gaspipeline zwei Granaten gefunden (Böttcher et al. 2016, Abb. 61). Die Granaten wurden verzogen und im Dezember 2015 westlich des NSG gesprengt (BfS Nr. 166/15).[135]

Entlang der Kabeltrasse zum OWP „Wikinger“, die westlich des NSG zum nördlich zwischen Bereich I und II liegenden OWP verläuft, wurden von Ende 2015 bis Anfang 2016 442 Kampfmittel geborgen und elf Wasserbomben mit Blasenschleier vor Ort gesprengt.[136] Von diesen sind jedoch nur vier im Fortschrittsbericht des BLANO-Expertenkreises Munition im Meer aufgeführt (Sprengungen im Januar 2016, Abb. 61).[137] Die Sprengpositionen der anderen sieben sind nicht bekannt (keine Darstellung in Abb. 61). Jedoch verläuft nur ein kleiner Teil der Kabeltrasse in der Nähe des NSG nördlich der Bereiche I und II. Nördlich des Bereiches II wurden 2016 in den OWP-Flächen „Wikinger“ und „Arkona“ acht Sprenggranaten und 43 Granaten durch den Munitionsbergungsdienst entsorgt und eine russische Ankertaumine sowie ein unbekanntes Kampfmittel am 25. Januar 2016 vor Ort gesprengt (Darstellung als eine Position in Abb. 61, möglicherweise handelt es sich hier um ein und dasselbe Objekt) (Böttcher et al. 2017).

Die Bekanntmachungen für Seefahrer des WSA Stralsund[138] geben weitere Munitionsfunde an, deren Positionen später aufgehoben wurden (Stand 2017). Es ist unklar, um welche Art von Munition es sich handelt und ob sie gesprengt oder geborgen wurde. Möglicherweise haben weitere nicht bei der Meldestelle dokumentierte Sprengungen stattgefunden. Im Sinne des Vorsorgeansatzes wird für alle hier genannten Funde ohne weitere Angaben als Worst-Case angenommen, dass sie vor Ort gesprengt wurden. Im Rahmen einer zukünftigen Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen im Gebiet kann eine Beseitigung militärischer Altlasten notwendig werden.

Im Schutzgebiet befindet sich ein ehemaliger Transportweg zu einem Munitionsversenkungsgebiet im Bornholmbecken östlich von Bornholm. Dieser ist als Munitionsverdachtsfläche (BPB17L) ausgewiesen. Die Fläche des Transportweges im Bereich der deutschen Ostsee beträgt ca. 20.780 ha. Östlich vor Bornholm wurden 35.000 t Bomben und Granaten, welche mit S-Lost, Zählost, arsenhaltigen Kampfstoffen (Clark I, Clark II, Adamsit) und möglicherweise auch mit N-Lost, Phosgen, Tabun, Chloracetophenon und

[135] Quelle: Bekanntmachungen für Seefahrer (T)166/15 WSA Stralsund vom 14.12.2015. Die Bekanntmachung ist im Jahr 2016 abgelaufen und daher nicht mehr auf www.elwis.de veröffentlicht.
[136] Quelle: https://www.svz.de/regionales/mecklenburg-vorpommern/bombensprengungen-auf-ostsee-kabeltrasse-id12765801.html; 22.07.2019
[137] Quelle: Bekanntmachungen für Seefahrer (T)12/16 WSA Stralsund vom 20.01.2016 und (T)13/16 WSA Stralsund vom 25.01.2016, https://www.schleswig-holstein.de/DE/UXO/Berichte/PDF/ELWIS/elwis130.html und https://www.schleswig-holstein.de/DE/UXO/Berichte/PDF/ELWIS/elwis132.html; 22.07.2019
[138] Quelle: http://www.schleswig-holstein.de/DE/UXO/Themen/Fachinhalte/aktuelles_ELWIS.html; 22.07.2019

Zyklon B gefüllt waren, versenkt (Böttcher et al. 2011a). Über Art und Menge der bereits auf dem Transportweg versenkten Munition liegen keine Angaben vor.

Über die hier beschriebenen Munitionsfunde hinaus sind weitere Munitionsvorkommen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ und seinem nahen Umfeld möglich. Ferner ist nicht auszuschließen, dass im Bewertungszeitraum weitere Sprengungen erfolgt sind.

4.4.3 Wissenschaftliche Meeresforschung

4.4.3.1 Allgemeine Angaben zur Nutzung

Im marinen Bereich werden Grundlagenforschung, Überwachungsmaßnahmen (Monitoring) und nutzungsorientierte Forschungsarbeiten durchgeführt.

Forschungsarbeiten erfolgen mit Schiffen, durch Flugzeuge und Hubschrauber oder mit fest installierten Stationen. Forschungsarbeiten umfassen unter anderem Seitensichtsonarmessungen und andere seismische Untersuchungen, die Entnahme von Sedimentproben mit Greifern, die Entnahme von Epifauna und Fischen mit Baumkurren, Flug-, Schiffstransektzählungen von Rastvögeln und Säugetieren, Radarmessung von Flugbewegungen von Zugvögeln, Aufzeichnung von Schweinswallauten mit PODs und Hydroschallmessungen des Hintergrundschalls.

Verschiedene Untersuchungsmethoden, wie der Einsatz von Dredgen, Schleppnetzen, Videoschlitten, Kasten- und Backengreifern sowie Multicorern, führen zur kleinräumigen Störung des Meeresbodens und damit der benthischen Lebensgemeinschaften.

Zu Forschungszwecken können auch an Bojen und Betonankern befestigte Messfühler für kontinuierliche Messungen (pH-Wert, Salinität, Temperatur) ausgebracht werden. Die Messinstrumente stellen künstliche Strukturen in der Wassersäule und auf dem Sediment dar. Sie führen zur Abdeckung des Sedimentes, zu lokal begrenzten Strömungsveränderungen und zur Aufwirbelung von Sediment und bieten Riffarten Siedlungssubstrat.

Seismische Untersuchungsmethoden dienen der Untersuchung des Aufbaus des Meeresbodens und des Untergrundes. Der damit einhergehende Unterwasserlärm beeinträchtigt vor allem Meeressäugetiere (Deutscher Bundestag 2008).

4.4.3.2 Ausprägung der Nutzung im Meeresgebiet und in den Schutzgebieten

In der deutschen AWZ der Ostsee gibt es eine Vielzahl von Messstellen, Messstationen, Forschungsplattformen und Forschungsgebieten (Abb. 62).

Die Forschungsgebiete des Instituts für Ostseefischerei im Bereich Kadetrinne, Arkonabecken und Pommersche Bucht wurden 2009 als Vorbehaltgebiete für die wissenschaftliche Meeresforschung im Raumordnungsplan für die deutsche AWZ der Ostsee verankert (BSH 2009).

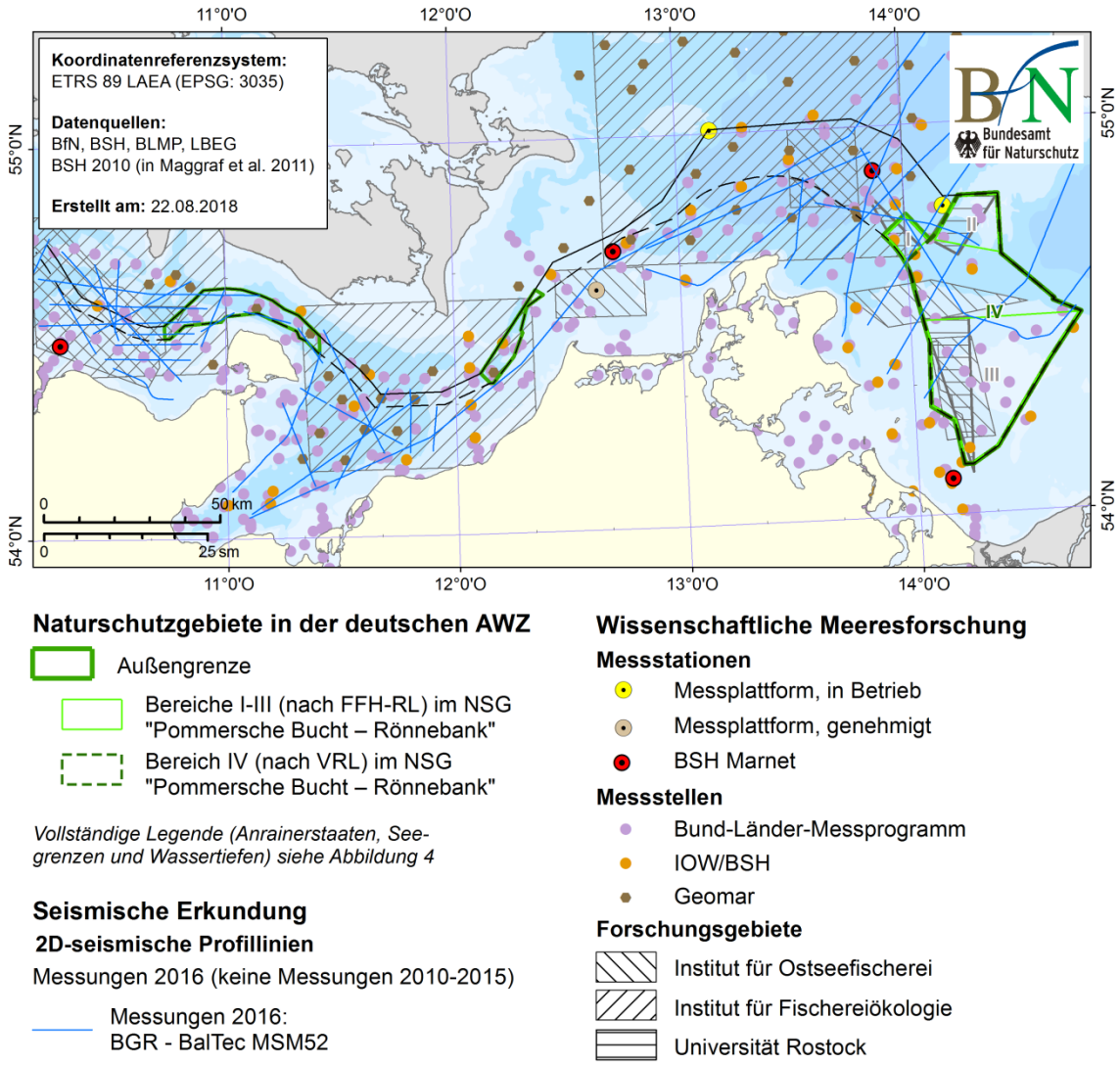


Abb. 62: Langfristige Forschungsaktivitäten in der deutschen Ostsee.

Die Überwachung der Meeresumwelt ist im Bund-Länder Messprogramm Meeresumwelt (BLMP) organisiert.[139] Darüber hinaus unternehmen zahlreiche staatliche oder staatlich geförderte Einrichtungen in der deutschen AWZ der Ostsee Forschungsaktivitäten. Eine Auswertung verschiedener Quellen[140,141,142,143] im Jahr 2017 ergab für den Zeitraum 2013–2015 eine Gesamtzahl von ca. 17 in der deutschen AWZ der Ostsee verkehrenden deutschen Forschungsschiffen unter anderem des Konsortiums Deutsche Meeresfor-

[139] Quelle: http://www.blmp-online.de; 22.07.2019.
[140] Quelle: http://www.deutsche-meeresforschung.de/de/forschungsschiffe; 22.07.2019
[141] Quelle: https://www.portal-forschungsschiffe.de/fahrtberichte; 22.07.2019
[142] Quelle: https://www.bsh.de/DE/DATEN/Ozeanographisches_Datenzentrum/Planung_Forschungsfahrten/planung_forschungsfahrten_node.html; 22.07.2019. Die Datenauswertung beruht dabei auf einem inzwischen nicht mehr zugänglichen Internetauftritt aus dem Jahr 2017.
[143] Quelle: https://www.bsh.de/DE/DATEN/Ozeanographisches_Datenzentrum/ozeanographisches_datenzentrum_node.html; 22.07.2019. Die Datenauswertung beruht dabei auf einem inzwischen nicht mehr zugänglichen Internetauftritt aus dem Jahr 2017.

schung (KDM). Daneben gibt es weitere, nicht in der öffentlichen Hand befindliche Schiffe, die Forschungsfahrten anbieten.

Eine Auswertung der AIS-Tracks der Jahre 2013 bis 2015 durch (Kowalik & Struck 2016) ergab, dass die Forschungsfahrten in der gesamten deutschen AWZ der Ostsee regelmäßig stattfanden.

Vom 01.03. – 28.03.2016 fanden mit dem Forschungsschiff „Maria S. Merian“ seismische Untersuchungen in der gesamten deutschen Ostsee im Rahmen der Forschungsfahrt MSM52[144] des Projektes „Potenziale des unterirdischen Speicher- und Wirtschaftsraumes im Norddeutschen Becken“ statt (Abb. 62).

NSG „Fehmarnbelt“

In den Jahren 2013 bis 2015 verkehrten 16 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 155 Schiffstagen pro Jahr im NSG „Fehmarnbelt“. Im Gebiet liegen mehrere Messstellen, die gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (Abb. 62). Im Rahmen des Projektes „Potenziale des unterirdischen Speicher- und Wirtschaftsraumes im Norddeutschen Becken“ wurden im März 2016 mehrere 2D-seismische Messungen durchgeführt (Abb. 62).

NSG „Kadetrinne“

In den Jahren 2013 bis 2015 verkehrten 14 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 46 Schiffstagen pro Jahr im NSG „Kadetrinne“. Im Gebiet liegen mehrere Messstellen, die gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (Abb. 62).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In den Jahren 2013 bis 2015 verkehrten 16 verschiedene Forschungsschiffe mit insgesamt durchschnittlich 134 Schiffstagen pro Jahr im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Der westliche Teil des NSG wurde stärker von Forschungsschiffen frequentiert als der östliche Teil. Am stärksten frequentiert war der Bereich I, der ebenfalls im westlichen Teil des NSG liegt. Im Gebiet liegen mehrere Fischereiforschungsgebiete und diverse Messstellen, die teilweise gleichzeitig im BLMP verzeichnet sind (siehe Abb. 62). Im Rahmen des Projektes „Potenziale des unterirdischen Speicher- und Wirtschaftsraumes im Norddeutschen Becken“ wurden im März 2016 mehrere 2D-seismische Messungen durchgeführt (Abb. 62).

[144] Quelle: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/MarineRohstoffforschung/Meeresforschung/Downloads/MSM62_BalTec_Fahrtbericht.pdf;jsessionid=89E3A7F1F84763785185FF6FAB9DF867.2_cid331?__blob=publicationFile&v=4; 22.07.2019.

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 (vergleiche BfN (2017)).

Aufgrund der nur qualitativen Bewertung der Auswirkungen in Kapitel 6 erfolgt nur eine knappe stichwortartige Beschreibung, um einen Überblick über die wesentlichen voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen zu geben.

Als voraussichtlich wird eine Nutzungsänderung dann bezeichnet, wenn der Eintritt der Veränderung wahrscheinlich ist. Dies ist zum Beispiel der Fall bei vorliegenden Genehmigungen wie Rahmenbetriebsplänen (Planfeststellung), dem Übergang zur nächsten Phase einer Nutzung (zum Beispiel Übergang von der Bau- in die Betriebsphase) und bei konkreten Verboten der Schutzgebietsverordnungen, die auf die Einstellung bestimmter Nutzungen innerhalb des gesamten NSG oder einer Teilfläche 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 (unter anderem Fischerei und Schifffahrt). Dabei kann sich eine Nutzung durch Änderungen ihrer räumlichen und zeitlichen Ausprägung sowie gegebenenfalls durch technische Entwicklungen (zum Beispiel 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. Ein Überblick über die voraussichtlichen und potenziellen Nutzungen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee ist Tab. 57 zu entnehmen.

Tab. 57: Überblick über die voraussichtlichen und potenziellen Nutzungesänderungen in den Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee (ab Juli 2019).

Nutzung	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“
Verkehr			
Berufsschifffahrt	voraussichtlich: potenziell: zunehmende Verkehrsdichte	voraussichtlich: höhere Verkehrsdichte durch Verlagerung im Zusammenhang mit genehmigten OWP „Gennaker“ potenziell: zunehmende Verkehrsdichte	voraussichtlich: - potenziell: zunehmende Verkehrsdichte
Freizeitschifffahrt	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Ziviler Flugverkehr	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Ressourcennutzung			
Berufsfischerei: Grundberührende Fischerei	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“][145]	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“][145]	voraussichtlich: - potenziell: [Abnahme in den Ausschlussflächen gemäß der „Gemeinsamen Empfehlung“]
Berufsfischerei: pelagische Schleppnetzfischerei	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Berufsfischerei: Stellnetzfischerei	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Berufsfischerei: Reusen und Fallen	voraussichtlich: - potenziell: Ausdehnung der Nutzung vom Küstenmeer in das Gebiet hinein	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: Ausdehnung der Nutzung vom Küstenmeer in das Gebiet hinein
Berufsfischerei: Langleinen	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -	voraussichtlich: - potenziell: -
Freizeitfischerei	voraussichtlich: potenziell: -	voraussichtlich: potenziell: -	voraussichtlich: potenziell: -

[145] Im Einklang mit den Artikeln 11 und 18 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 über die gemeinsame Fischereipolitik (GFP-Verordnung) erarbeitet Deutschland als initiierender Mitgliedsstaat zur Zeit eine „Gemeinsame Empfehlung“ für eine Regulierung der grundberührenden Fischerei in den Natura 2000-Gebieten der deutschen AWZ der Ostsee. 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.

Nutzung	NSG „Fehmarnbelt“	NSG „Kadetrinne“	NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -
	potenziell: -	potenziell: da Erlaubnisfeld für Aufsuchung: 3D-Seismik	potenziell: da Erlaubnisfeld für Aufsuchung: 3D-Seismik
Aufsuchung und Gewinnung von Sand- und Kies	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: Zunahme der Gewinnung in dem dänischen Abbaufeld östlich Bereich II
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell: Gewinnung im Feld “Adlergrund Nordost”
Infrastruktur und Energiegewinnung			
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: genehmigt 1 Gaspipeline
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell:
Energieerzeugung aus Wind	voraussichtlich: -	voraussichtlich: genehmigt (nähere Umgebung): 1 Park	voraussichtlich:
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell: beantragt (nähere Umgebung): 2 Parks
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)	voraussichtlich: Fehmarnbeltquerung (siehe Kapitel 4.3.3)	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell: -
Sonstige Nutzungen			
Militärische Aktivitäten	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell: -
Beseitigung militärischer Altlasten	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -
	potenziell: bei dem Bau der Fehmarnbeltquerung kann eine Beseitigung notwendig werden Beseitigung zur Gewährleistung der Schiffssicherheit	potenziell: Beseitigung zur Gewährleistung der Schiffssicherheit	potenziell: bei der zukünftigen Verlegung von Rohrleitungen kann eine Beseitigung notwendig werden
Wissenschaftliche Meeresforschung	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -	voraussichtlich: -
	potenziell: -	potenziell: -	potenziell: -

4.6 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen

4.6.1 Klimawandel

Für die Ostsee ist auf der Basis einer aktuellen Literaturauswertung davon auszugehen, dass der Klimawandel den bereits beobachtbaren Temperaturanstieg (HELCOM 2017a) ebenso wie den Meeresspiegelanstieg weiter beschleunigen wird (Learmonth et al. 2006; Andersson et al. 2015). 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 (HELCOM 2013c; Andersson et al. 2015).

Die zunehmende Versauerung der Meere ist zusammen mit dem Temperaturanstieg eine deutliche Bedrohung für die gesamten Meeresökosysteme im HELCOM-Gebiet (HELCOM 2017a). So ist insgesamt von einer Abnahme der planktischen Primärproduktion auszugehen (Andersson et al. 2015).

Zum Teil bereits beobachtete durch den Klimawandel induzierte langfristige Veränderungen sind unter anderem die Etablierung gebietsfremder Arten, Arealverschiebungen verschiedener Arten und Artengruppen und Veränderungen saisonaler Muster und des Reproduktionserfolgs (HELCOM 2013c). Die bereits beobachtbaren Veränderungen werden sich voraussichtlich fortsetzen und intensivieren. Seevögel können durch Veränderungen der Nahrungsgrundlagen, aber auch durch temperaturinduzierte Veränderungen der Reproduktion betroffen sein.

4.6.2 Eutrophierung

Die Ostsee ist durch ihr großes Einzugsgebiet und den hohen Festlandsabfluss sowie dem geringen Wasseraustausch mit dem Weltmeer von Natur aus ein eutrophes Ökosystem. Neben den diffusen Einträgen aus der Landwirtschaft im Einzugsgebiet sind der atmosphärische Eintrag und Punktquellen im Einzugsbereich (Abwassereinleiter, Industrie) wesentliche Quellen; für einzelne Stoffe auch die Schifffahrt. Wesentlicher Eintragspfad für die Nährstoffe sind die großen Flüsse (unter anderem Oder, Weichsel). Auf die atmosphärische Deposition entfallen ca. 25 % der Stickstoff- und ca. 5 % der Phosphoreinträge (HELCOM 2009a; HELCOM 2013h). In der Ostsee werden regelmäßig bodennah ausgeprägte Sauerstoffmangelsituationen (bis zu < 2 mg O_2/l) beobachtet (HELCOM 2017a). Durch die hohen Nährstoffeinträge gilt die gesamte deutsche Ostsee als Problemgebiet (HELCOM 2017a). Obwohl die Nährstoff-Einträge in die deutsche Ostsee 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).

Europäische und internationale Instrumente zur Bekämpfung der Eutrophierung und zum Erreichen der ökologischen Qualitätsziele (Ecological Quality Objectives, EcoQO) sind die EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EU-Richtlinie 91/271/EWG), die Nitratrichtlinie (EU-Richtlinie 91/676/EWG), die Richtlinie über die integrierte Verminderung und Vermeidung der Umweltverschmutzung (EU-Richtlinie

2008/1/EG), die Wasserrahmenrichtlinie (EU-Richtlinie 2000/60/EG), die Richtlinie über nationale Emissionshöchstwerte (EU-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 gelangen.[146] Abfälle gelangen über das Zirkulationssystem in alle Teile der Weltmeere. Laut erster Quellenanalysen stammen Abfalleinträge in die NSG vor allem aus der touristischen Nutzung der Ostseestrände (UBA 2017). 70 % des an den Küsten angeschwemmten Mülls sind aus Plastik, mit Grundschleppnetzen beigefangener Müll besteht hauptsächlich aus Flaschen und Plastiktüten. 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 unter anderen Bergmann et al. (2015). Die Reduzierung der Müll-Einträge in die deutsche Ostsee auch und vor allem über die Flüsse ist ein Ziel der MSRL (BMU 2012b).

4.6.3.2 Schadstoffe

Schadstoffe gelangen über direkte Einleitung, über atmosphärische Deposition und vor allem über Flüsse in die Ostsee und werden durch Wasserströmungen unter Umständen 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, dass die Konzentrationen einiger Schadstoffe in den relevanten Medien (Wasser, Sediment oder Organismen) rückläufig sind, dass aber nach wie vor biologische Schadstoffeffekte nachweisbar sind (BMU 2012a).

Die weitere Reduzierung der Schadstoff-Einträge in die deutsche Ostsee ist ein Ziel der MSRL (BMU 2012b).

[146] Quelle: https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/was-sind-marine-abfaelle; 22.07.2019

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 (Kapitel 6) der ausgeübten Nutzungen (Kapitel 4) – siehe 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 unter anderem der sehr hohe technische Aufwand zur Erfassung von Arten und Habitatstrukturen auf dem Meeresgrund und die ausgedehnten Aktionsradien von Tieren, die wie Meeressäugetiere und Seevögel in sehr großen Räumen mit zum Teil geringer Anzahl vorkommen. Da sich die Auswirkungen der Nutzungen in vielen Fällen der direkten Beobachtung entziehen bzw. vorliegende Daten nicht frei verfügbar sind (siehe Kapitel 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 Ostsee 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 Kapitel 6 vorgenommene Auswirkungs-Bewertung.

5.1 Wirkfaktoren der Nutzungen

Die mit den unterschiedlichen Nutzungen verbundenen Wirkfaktoren sind in Tab. 58 zusammengestellt.

Tab. 58: Überblick über die Nutzungen in den Schutzgebieten[147] in der deutschen AWZ der Ostsee und ihre Wirkfaktoren.

x: im NSG auftretende/relevante Wirkfaktoren der Nutzungen. Es werden keine Angaben über die Intensität des jeweiligen Wirkfaktors und seiner Auswirkung gemacht.

Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, Kdr: NSG „Kadetrinne“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

				Wirkfaktoren																
Nutzungen	**Fmb**	**Kdr**	**PBR**	**Impulsschall (Wasser)**	**Impulsschall (Luft)**	**Dauerschall (Wasser)**	**Dauerschall (Luft)** [148]	**Fang von Zielarten**	**Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)**	**Physische Lebensraum-/Biotop-veränderung/-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 [149]	x	x	x	x				x	x
Freizeitschifffahrt	x	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-netzfischerei	x	x	x			x	x	x	x				x	x	x					
- Stellnetzfischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
- Reusen und Fallen						x	x	x	x	x			x	x	x					
- Fischerei mit Langleinen	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Freizeitfischerei	x	x	x			x	x	x	x	x			x	x	x					
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen				x		x	x			x			x	x	x	x				
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies			x [150]	x		x	x		x [151]	x			x		x	x				

[147] beziehungsweise mit Auswirkungen in das NSG hinein

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

[149] Im Zusammenhang mit der Berufsschifffahrt spielt dieser Wirkfaktor nur in den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ potenziell eine Rolle. Die negative Korrelation von Schiffsdichte und Schweinswaldichte 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 (vgl. auch Wisniewska et al. 2018) gegenüber den Schiffen im Zusammenhang mit anderen Schallimmissionen und insbesondere an Engstellen das Potenzial für eine Barrierewirkung auf (vergleiche Herr 2009).

[150] Aktuell nur physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust, visuelle Störungen und Trübungsfahnen; einschließlich Abbau für Fehmarnbeltquerung in Dänemark

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

Nutzungen	Fmb	Kdr	PBR	Wirkfaktoren															
				Impulsschall (Wasser)	Impulsschall (Luft)	Dauerschall (Wasser)	Dauerschall (Luft) [148]	Fang von Zielarten	Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)	Physische Lebensraum-/Biotop-veränderung/-verlust	Barrierewirkung	Kollisionen	Visuelle Störungen	Abfalleinträge	Schadstoffeinträge	Trübungsfahnen	Temperaturveränderungen	Elektromagnetische Felder	Eintrag von Neobiota	Eintrag von Pathogenen
Verlegung und Betrieb von Kabel und Rohrleitungen[152]	x	x	x			x	x			x	x		x		x	x	x	x		
Energieerzeugung aus Wind	x [153]	x [153]	x [153]	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)[154]				x	x	x	x			x	x		x	x	x	x				
Militärische Aktivitäten	x	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	x				
Wissenschaftliche Meeresforschung	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x				

5.2 Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- sowie lebensraumtypischen Fischarten

5.2.1 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust

Eine Reihe von menschlichen Nutzungen und Aktivitäten kann zu physischen Veränderungen des Habitats bzw. des Lebensraums bis hin zu einem vollständigen lokalen Verlust des entsprechenden Lebensraumes bzw. Biotops führen.

Eine Überbauung und die Einbringung von Fremdsubstraten führen beispielsweise zu einer vollständigen Abdeckung der bisherigen Habitatstruktur. Bei der Errichtung von Bauwerken, der Entnahme von Sedimenten oder durch das Einbringen anderer Substrate kann das im Wirkungsbereich vorkommende Habitat dauerhaft verändert werden und damit verloren gehen. Mit dem dauerhaften Verlust der abiotischen Substratfunktion gehen in der Regel der Verlust der ursprünglichen benthischen Gemeinschaft und eine dauerhafte Veränderung der biologischen Funktion des Habitats einher.

[152] Fmb und Kdr nur Kommunikationskabel, PBR nur Kommunikationskabel und Pipelines

[153] Nur Wirkfaktoren Impulsschall (Wasser) und Dauerschall (Wasser), Barrierewirkung und mit dem Schiffs-/Flugverkehr zu OWPs verbundene Wirkfaktoren. Für das NSG „Fehmarnbelt“ handelt sich um Wirkfaktoren eines dänischen OWP (ca. 5 km vom NSG entfernt).

[154] Voraussichtliche Nutzung im NSG „Fehmarnbelt“; weitere mit dem geplanten Tunnelbau zusammenhängende Maßnahmen wie zum Beispiel die geplante Sandgewinnung in der Nähe des Adlergrundes werden nicht berücksichtigt.

Zusätzlich zum direkten Ersatz der ursprünglichen Gemeinschaft, können sich die meist epibenthischen Gemeinschaften der künstlichen Strukturen vor allem durch Biomasse- und Individuenexport (zum Beispiel sich lösende und verdriftende Miesmuschelkonglomerate) auch auf die umgebenden Weichbodengemeinschaften auswirken. Ein vergleichbarer dauerhafter Lebensraumverlust kann die Folge von Sediment-Verklappung und Sedimentabbau sein, wenn sich das aus der Störung resultierende Substrat von den ursprünglichen Habitateigenschaften deutlich unterscheidet.

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 zu einer physischen Beeinträchtigung des Meeresbodens (Dinsdale & Harriott 2004; Dürselen 2014). Auch wenn Baumkurren in der Ostsee nicht eingesetzt werden, entsteht flächig betrachtet die größte Schädigung durch die Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten. Scherbretter von Grundschleppnetzen können im weichen Sediment der Becken etwa 20 cm in das Sediment eindringen und bewirken einen Abtrag und eine Umlagerung des Sediments (Ivanovic et al. 2011). Ein jährlich wiederkehrender regelmäßiger Einsatz von grundberührenden Fischereifanggeräten auf derselben Fläche kann eine kontinuierliche Veränderung des Lebensraumes zur Folge haben (Schröder et al. 2008). Die Intensität der Störung der benthischen Lebensgemeinschaften durch mobile grundberührende Fanggeräte hängt sowohl von der Art des Fanggeschirrs, seinem Gewicht und der Schleppgeschwindigkeit, als auch von dem jeweiligen Lebensraum, der Artenzusammensetzung und dem Sedimenttyp ab. Die wichtigsten mobilen Fanggeräte, die in den Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Ostsee zum Einsatz kommen, sind grundgeschleppte Scherbrettnetze und in geringerem Umfang demersale Waden (engl. „seines“) zum Fang von Dorschen und verschiedenen Plattfischarten (siehe Kapitel 4.2; Pedersen et al. (2009); HELCOM (2018b); von Dorrien (2018)). Die Grundschleppnetze, die in der Ostsee eingesetzt werden, sind überwiegend mit Rollengeschirr ausgerüstet. Die individuellen Auswirkungen verschiedener Fanggeräte wurden von Eigaard et al. (2015) untersucht. Dazu berechneten die Autoren einen sogenannten Fanggerät-Fußabdruck als relativen Beitrag der einzelnen Bestandteile eines Fanggeräts wie die Grundleine, die Scherbretter und Kurrleinen an den kumulativen Auswirkungen eines Fanggeräts auf die benthischen Gemeinschaften. Verglichen mit Baumkurren (die in der Ostsee nicht eingesetzt werden dürfen) haben Scherbrettnetze eine geringere Beeinträchtigung des Meeresbodens und seiner Gemeinschaften zur Folge. Demersale Waden, die auch in den Natura 2000-Gebieten in der deutschen AWZ der Ostsee eingesetzt werden, haben nach Eigaard et al. (2015) von allen untersuchten Fanggeräte die größten negativen Auswirkungen auf benthische Lebensgemeinschaften in Bezug auf die Meeresbodenoberfläche.

Beim Einspülen von parkinternen Verkabelungen zur Vernetzung der Offshore-Windanlagen aber auch der stromabführenden Kabel und Interkonnektoren entstehen im Sediment in Abhängigkeit vom Verlegegerät ebenso unterschiedlich breite und tiefe Einschnitte wie bei der Sand- und Kiesgewinnung, was zumindest zu einer temporären Veränderung der Habitateigenschaften führen kann. 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 Sedimenttyp) typischerweise temporär. Nur im Bereich von Riffen und groben Sedimenten sind dauerhafte Substratveränderungen durch Überdeckung möglich (siehe auch Kapitel 5.2.2) (Airoldi 2003; Narberhaus et al. 2012; Dunham et al. 2015).

Eine physische Lebensraum-/Biotopveränderung ist auch durch die Sogwirkung von Schiffen möglich, die zu einer Aufwirbelung vor allem der Feinkornfraktionen und einer Beeinträchtigung von Makrophyten führen kann.

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**“ und die in der Ostsee-AWZ nur auf Hartböden vorkommenden Makrophytenbestände zu erwarten. Zwar sind die geogenen Riffstrukturen relativ resistent gegenüber physischem Druck, eine Regeneration der Substratstrukturen ist bei Hartböden dagegen nur bedingt möglich (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 sublitorale **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 bodennahen Wasserströmung und dem Sediment ab: Je stärker die Strömung und je mobiler das Substrat, 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 in wenigen Monaten erfolgen, an geschützten Standorten dagegen bis zu 15 Jahre dauern. Somit ist zu erwarten, dass auch Fischerei-Schleppspuren in schlickigen Substraten der Ostsee-Becken ebenfalls lange nach der Störung noch deutlich sichtbar sind.

Neben der Schädigung der Habitatstruktur tritt durch die physischen Störungen auch eine direkte Schädigung der benthischen Gemeinschaften durch Beschädigung/ Zerstörung, Überschütten und Ausgraben auf. Neben der Reversibilität der Substratschädigungen ist daher auch die Wiederbesiedlung durch Benthosorganismen für die Regeneration der LRT und Biotope entscheidend.

Zu den besonders empfindlichen Organsimen gehören sessile oder wenig mobile Arten, die aufgrund ihrer Lebensweise auf oder direkt unter der Sedimentoberfläche besonders exponiert gegenüber der Störung sind.

Dazu zählen insbesondere die epibenthischen Gemeinschaften der Hartböden im LRT **„Riffe“** und der Makrophytenbestände. Festgewachsene und in der Regel mehrjährige

Arten wie derbe Tange, Schwämme, Miesmuscheln oder große Moostierchen-Kolonien bilden die charakteristischen Elemente der epibenthischen Gemeinschaften. Diese Taxa sind besonders empfindlich gegenüber Abrasion und können sich bei Sedimentüberdeckung nicht selbstständig wieder ausgraben. Eine vollständige Regeneration solcher Gemeinschaften ist ein langjähriger Prozess, der neben der vollständigen Wiederherstellung der Habitatqualität auch von biologischen Prozessen (Sukzessionsfolge) und abiotischen Parametern wie dem Salzgehalt abhängig ist.

Als besonders empfindlich gilt die unter den gefährdeten Arten gelistete Bivalven-Art *Arctica islandica.* Insbesondere die mobile grundberührende Fischerei hat durch die Abschürfung des Meeresbodens einen starken negativen Einfluss auf die Art. Witbaard & Klein (1994) ermittelten, dass 90 % der Individuen durch die kommerzielle Schleppnetzfischerei beschädigt werden. Die Mortalitätsrate dieser beschädigten Bivalven liegt zwischen 74 % bis 90 %. Kleinere Individuen werden nach dieser Studie aufgrund ihrer geringeren Eingrabtiefe und dünneren Schale möglicherweise stärker belastet (Witbaard & Klein 1994). Rumohr & Krost (1991) ermitteln experimentell eine Schädigung von rund 10 % der Gesamt-Population und beobachteten im Gegensatz zu Witbaard & Klein (1994), dass vor allem größere Individuen durch die Fischerei geschädigt wurden (Schädigungsgrad ca. 40 %). Die hohe Sensitivität der Art ergibt sich unabhängig von der tatsächlichen Mortalitätsrate auch aus der extremen Langlebigkeit der Art und der damit verbundenen langen Regenerationsdauer der Populationsstruktur und somit einer typischen Komponente der benthischen Gemeinschaft. Ähnliches gilt auch für andere langlebige Muschelarten wie *Astarte* spp. *Mya truncata* und *Macoma calcarea*. Alle genannten Arten sind typischerweise auf den **Sandbänken** und auf **Grobsubstraten** westlich der Darßer Schwelle anzutreffen, woraus sich eine generelle hohe Empfindlichkeit dieser Biotope/Lebensräume ableiten lässt. Östlich der Darßer Schwelle werden die Sandbänke und Grobsubstrate wie auch alle anderen Biotope der Ostsee von deutlich artenärmeren Gemeinschaften besiedelt, in denen die maximale Lebensspanne der charakteristischen Arten zumeist deutlich geringer ist. Typisch für die Sande und Grobsubstrate von Adlergrund und Oderbank sind neben zahlreichen kurzlebigen Polychaeten-Arten die Bivalven *L. balthica*, *M. arenaria* und *Cerastoderma glaucum*. Ausgewachsene Individuen von *M. arenaria* leben zumeist tief eingegraben im Sediment und sind daher gegenüber den meisten physischen Störungen wenig exponiert. Junge Individuen der drei typischen Bivalven-Arten leben dagegen oberflächennah, so dass die Beschädigungsrate vor allem durch die grundberührende Fischerei als hoch anzunehmen ist. Laut Tyler-Walters (2003) sterben 50 % der juvenilen und 20 % der adulten Tiere von *M. arenaria* infolge der Abschürfung durch grundberührende Fischerei. Die hohe Siedlungsdichte und die zumindest im jungen Alter noch vorhandene Mobilität (aktives Einwandern) aller drei Arten sorgen aber dafür, dass sich zumindest kleinräumige Schädigungen innerhalb deutlich geringerer Zeitspannen regenerieren als dies in den entsprechenden Biotopen westlich der Darßer Schwelle der Fall ist. Werden durch die Störung jedoch großflächig Individuen ausgeräumt, kann die Regeneration in Abhängigkeit der Wiederherstellung der Substratstrukturen 5–10 Jahre in Anspruch nehmen.

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 Sandaalarten. Diese Fischarten haben spezifische Ansprüche an das Sediment, welches ihnen vor allem zum Eingraben dient (Wright et al. 2000). Auch am Meeresgrund abgelegte Fischeier oder an Steine angeklebter Fischlaich, wie es beispielsweise für die beiden Riffbewohner Seeskorpion und Seehase typisch ist, können durch Habitatveränderung bzw. -verlust zerstört werden, was in der Konsequenz wiederum den Reproduktionserfolg der Fische beeinträchtigen kann (Muus & Nielsen 1999).

5.2.2 Trübungsfahnen und Sedimentumlagerungen

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. Natürliche Ursachen für solche Sedimentresuspensionen sind bodennahe Strömungen und Wasserbewegungen durch Wellenschlag. Menschliche Aktivitäten können entweder indirekt durch den Wasserkörper (Sogwirkung durch Schiffe, Veränderung der Hydrodynamik durch Bauwerke) oder direkt durch Eingriffe in den/auf dem Meeresboden, beispielsweise durch die Verlegung von Kabeln und Pipelines, das Errichten von Bauwerken oder die Sedimentverklappung, zu Sedimentresuspension führen.

Die Ausbreitung und Intensität von Trübungsfahnen hängt unter anderem von 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. Die Ausbreitung von Trübungsfahnen, die Schwebstoffkonzentrationen und die Verweildauer sind von vielen Rahmenparametern abhängig. Duclos (2012) zum Beispiel 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 in 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. Für einen geplanten Sandabbau im Bereich der Rønne Bank (Dänemark) durchgeführte Modellierungen zeigten, dass die Trübungsfahne bodennah maximal 20 km groß wird. Die Trübungserhöhungen überschreiten aber nur in einem kleinen Teil der Trübungsfahne 2 mg/l. So wird zum Beispiel eine Sedimentkonzentration von 15 mg/l oberflächennah nur bis in 1 km Entfernung überschritten (FEMA 2013b).

In den exponierten Lagen des LRT **„Sandbänke“** und des § 30-Biotoptyps **KGS** sind strömungsbedingte Umlagerungen Teil der natürlichen Rahmenbedingungen dieser Lebensräume, so dass die benthischen Gemeinschaften gut an Um- und Überlagerungen des Sediments angepasst sind. Da aufgrund der Grobkörnigkeit des Substrates die Verdriftung lokal begrenzt bleibt, sind die beiden Lebensräume insgesamt relativ unempfindlich gegen entsprechende kurzfristige Störungen. Von außen verdriftete Trübungsfahnen feinen Materials können hier kurzfristig zu einer Veränderung der Substratstruktur führen, was eine Verschiebung des Artenspektrums zur Folge haben kann (vergleiche Kapitel 5.2.1). In den exponierten Bereichen ist jedoch damit zu rechnen, dass das feinkörnige Material durch die Bodenströmungen zügig weiter transportiert wird. Halten Trübungsfahnen jedoch länger an, können Sedimentpartikel die sensiblen Filterorgane suspensionsfressender Organismen verstopfen und damit nachhaltige Schäden an der benthischen Gemeinschaft verursachen (Tillin & Tyler-Walters 2014).

Von Filtrierern dominiert werden die zoobenthischen Gemeinschaften des LRT **„Riffe“** (zum Beispiel Miesmuscheln, Seepocken, Schwämme, Manteltiere). Da diese jedoch, anders als viele endobenthische Arten, im adulten Stadium nicht mehr zur Fortbewegung fähig sind, ist diese Gemeinschaft deutlich empfindlicher gegenüber Sedimentumlagerungen und Trübungsfahnen (Tillin & Tyler-Walters 2014). Schon wenige Millimeter bis Zentimeter Überdeckung durch resuspendiertes Sediment können hier zu einer deutlichen Beeinträchtigung führen. Während in flacheren Bereichen das Material in der Regel nach wenigen Tagen durch welleninduzierte Wasserbewegung wieder umgelagert werden kann und sich die Individuen wieder erholen können, verbleibt das Substrat vor allem an den unteren Hanglagen und in den Rinnen oft langfristig auf den Organismen, was möglicherweise letale Folgen für die epibenthische Gemeinschaft hat. Wird das Material nach der Ablagerung nicht wieder aufgewirbelt und umgelagert, geht so dauerhaft Lebensraum verloren. Besonders sensitiv gegenüber Überdeckung mit Sediment und Trübungsfahnen ist der § 30-Biotoptyp „Seegras und sonstige Makrophytenbestände“. Die Überlagerung mit Substrat kann die Thalli fragiler Algen sowie die Epifauna und -flora auf den Thalli robusterer Algen direkt schädigen (Airoldi 2003). Aber auch robustere Arten wie der Zuckertang werden durch Sedimentüberlagerungen direkt beeinträchtigt, indem die Lichtdurchlässigkeit reduziert und die Photosyntheseleistung verringert wird. Auch langanhaltende Trübungsfahnen beispielsweise durch Störungen in Geschiebemergel- oder Lehmböden können signifikant negative Effekte auf die Photosyntheseleistung und damit auf das Wachstum der Makroalgen haben. Treten diese Störungen massiv in der Vegetationsphase (Sommer) auf, kann das Längenwachstum der Algen und damit die Verfügbarkeit von Lebensraum für die assoziierte Gemeinschaft deutlich reduziert werden (Airoldi 2003).

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. Bodennah lebende Arten, wie zum Beispiel der Dorsch, sind eher an

trübe Wasserbedingungen gewöhnt und reagieren weniger empfindlich auf Sedimentaufwirbelungen. Bodenlebende Arten, wie Scholle, Kliesche oder Flunder halten sich natürlicherweise auf oder 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 gegebenenfalls 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 führt über die in Kapitel 5.2.1 beschriebene Biotopveränderung bzw. über den Biotopverlust und die direkte Schädigung der Individuen im Sediment hinaus zum Beifang lebensraumtypischer benthischer Organismen (unter anderem Asteroidea Gastropoden, Bivalven, Crustaceen) und Fische.

Die Empfindlichkeit der **Makrozoobenthosarten** gegenüber dem Schleppgeschirr ist abhängig von verschiedenen Faktoren wie der artspezifisch unterschiedlichen Mobilität, ihrer Empfindlichkeit gegenüber physikalischen Einwirkungen, ihrer Lebensweise im oder auf dem Meeresboden (Endo- oder Epifauna) und ihrer Fähigkeit, sich wieder einzugraben, nachdem sie durch das Schleppgeschirr freigelegt worden sind (Hiddink et al. 2006; Kaiser et al. 2006a). Die epibenthischen Gemeinschaften des LRT „Riffe“ sind besonders sensitiv gegenüber allen physischen Belastungen und damit auch durch Beifang besonders betroffen. Die lebensraumtypischen sessilen Aufwuchs-Arten wie Miesmuscheln (*Mytilus* spp.), Rotalgen (*Delesseria sanguinea*), Schwämme (Porifera) und Moostierchen (Bryozoa) sind der mechanischen Schädigung durch Fanggeräte direkt ausgesetzt. Beeinträchtigungen dieser Organismen durch Entfernung als Beifang sind mit einer hohen Mortalität verbunden.

Die Mortalitätsrate der beigefangenen und zurückgeworfenen **Fische** variiert bei der mobilen grundberührenden Fischerei zwischen 50 und 100 % bei Plattfischen, 80 und 100 % bei Rundfischen und beträgt 100 % bei Dorschartigen (Lindeboom & de Groot 1998). Unter den lebensraumtypischen Fischen des LRT „Riffe“ in den NSG der Ostsee sind Beeinträchtigungen durch Beifang von Dorsch, Seehase und Aalmutter zu erwarten (HELCOM 2013b).

Durch den Beifang werden auch untermaßige Individuen von kommerziellen Arten, wie zum Beispiel junge Dorsche, entnommen, was zu einer Beeinträchtigung der Rekrutierung

dieser Bestände führt (Narberhaus et al. 2012). Änderungen in der Populations- und Altersstruktur der Fischgemeinschaften sind die Folge (Hall et al. 2000; Piet et al. 2009).

Beifang von Fischen tritt nicht nur in der grundberührenden Fischerei auf. Fische sind außerdem als Beifang in der Stellnetzfischerei zu finden (Davis 2002; Uhlmann & Broadhurst 2015).

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 (zum Beispiel 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 (zum Beispiel 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 Abgasreinigungsanlagen (Scrubber) gelangen Schadstoffe direkt ins Meer. Weiterhin werden beim routinemäßigen Schiffsbetrieb Ölrückstände, Farben, Lösungsmittel sowie aus Antifoulinganstrichen ausgewaschene Substanzen ins Meer freigesetzt.

Durch Korrosion der Hüllen von nicht geräumter 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 (unter anderem Windparks) 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.

Chemische Gefahrstoffe wie Pestizide, PCBs und Schwermetalle akkumulieren vor allem in feinen Sedimenten, da sie sich bevorzugt an Ton-/Schluffpartikeln anlagern. Sie werden besonders von den in diesen Lebensräumen lebenden Organismen aufgenommen, die häufig sehr langlebig sind, und sie können sich entlang der Nahrungskette soweit anreichern, dass sie Konzentrationen erreichen, die zu deutlichen Schäden an den Organismen führen.

Schadstoffe können 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 Auswirkungen auf das **Makrozoobenthos** reichen von zellulären und biochemischen Veränderungen, physiologischen Auswirkungen auf Reproduktionsfähigkeit, Respiration oder Stoffwechsel bis hin zu erhöhter Mortalität.

Generell liegen zu den charakteristischen Arten der LRT **„Sandbänke“** und **„Riffe“** und der weiteren nach § 30 BNatSchG geschützten Biotope aus der Ostsee wenige Informationen zur Sensitivität gegenüber Schadstoffbelastungen vor. Die Erkenntnisse stützen sich

vorwiegend auf wenige Arbeiten zum Einfluss von Tributylzinn (TBT) und verschiedenen Schwermetallen. Zu Auswirkungen anderer hormonwirksamer Substanzen oder Kohlenwasserstoffe liegen keine spezifischen Erkenntnisse aus der Ostsee vor.

Gut untersucht ist die Wirkung von TBT auf die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), die auch eine charakteristische Art für den LRT „Riffe“ im Fehmarnbelt ist: 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 in der Nordsee (Mensink et al. 1996; Ten Hallers-Tjabbes et al. 1996).

Mytilus edulis ist die häufigste unter den charakteristischen Arten des LRT „Riffe“ östlich der Darßer Schwelle vorkommende Art. Abel (1976) zeigte, dass schon bei geringen Konzentrationen der Schwermetalle Kupfer, Zink und Quecksilber nach 96 h etwa 50 % der untersuchten Miesmuscheln sterben. Auch für *Mytilus edulis* sind zudem synthetische Verbindungen wie Butylzinn schon in geringen Dosen und kurzer Exposition letal (Bouchard et al. 1999).

Eine charakteristische Art des LRT „Sandbänke“ östlich der Darßer Schwelle ist die *Mya arenaria*. Eisler (1977) setzte sie in seinen Versuchen einem Gemisch aus Kupfer, Cadmium, Zink, Blei, Mangan und Nickel aus und ermittelte eine 100 %ige Mortalität bei 11 °C nach 4 bis 10 Wochen und bei 16–22°C nach 6 bis 14 Tagen. Auch synthetische Verbindungen wie Butylzinn sind schon in geringen Dosen und bei kurzer Exposition letal für *Mya arenaria* (Bouchard et al. 1999).

Limecola balthica, die auch auf Sandbänken östlich der Darßer Schwelle anzutreffen ist, gilt generell eher als tolerant gegenüber Umweltveränderungen. Luoma et al. (1983) und Boisson et al. (1998) wiesen jedoch nach, dass bei der Art schon bei geringen Konzentrationen von Silber, Quecksilber und Kupfer eine Mortalität von rund 50 % nach etwa 10 Tagen eintritt. In den Untersuchungen von Bryan & Gibbs (1991) lag die Mortalität bei einer dauerhaften Tributylzinn (TBT)-Konzentration von 1–3 µg/l nach etwa 2 Wochen bei 100 %. Weiterhin führt eine kurzfristige Exposition gegenüber TBT zu vermehrten Reproduktionsausfällen und einer erhöhten Mortalität im Larvalstadium (Bryan & Gibbs 1991).

Bei **Fischen** können die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe und Schadstoffe aus anderen Quellen im Körper akkumulieren und unterschiedliche toxische Effekte auslösen. Diese umfassen unter anderem Wachstumshemmungen (Pinkney et al. 1990), Störungen in der Gonadenentwicklung (Scholz & Klüver 2009) sowie Störungen im Lipidstoffwechsel (Belpaire & Goemans 2007), was in der Konsequenz wiederum den Reproduktionserfolg der Fische negativ beeinträchtigen kann. Insbesondere Schwermetalle und verschiedene ihrer Reaktionsprodukte sind als Verursacher chronischer bzw. akuter Vergiftungen bekannt (Parrett 1998). Partikelgebundene Schadstoffe, wie zum Beispiel polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Cadmium können von Fischen aufgenommen werden und sich über die Nahrungskette anreichern (Bioakkumulation). PAKs zeichnen sich darüber hinaus durch karzinogene und mutagene Eigenschaften aus und

rufen bei verschiedenen Fischen (unter anderem Kliesche, Flunder, Dorsch, Hering) tumoröse Leberveränderungen hervor (Lang 2002; Kammann & Haarich 2009). Durch die Affinität dieser Stoffe, sich schnell an Sedimentpartikel zu binden, sind insbesondere bodenlebende Fischarten (Flunder, Kliesche) von PAK-Belastungen betroffen.

Besonders empfindlich gegenüber Schadstoffbelastungen reagiert die für den LRT „Riffe“ lebensraumtypische 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; Cameron et al. 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 sowie als Barriere für driftende Algen wirken können. Diese Netze können somit insbesondere die im LRT „Riffe“ vorhandene sessile Fauna beeinträchtigen.

Eine Anhäufung von Plastikmüll, wie zum Beispiel Plastiktüten, kann den Gasaustausch zwischen Porenwasser und Meerwasser verhindern und somit anoxische Bedingungen im Sediment verursachen. 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 dadurch in die Nahrungskette gelangen. 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** können kleine Plastikteilchen über die Nahrung aufnehmen, die sich in ihren Körpern anreichern und über die Nahrungskette in immer höhere trophische Ebenen übertragen werden können (WWF 2016). Physische und chemische Auswirkungen von Mikroplastik auf Fische sind artspezifisch und hängen vom jeweiligen Entwicklungsstadium ab. Eier, Larven oder Jungfische sind empfindlicher als erwachsene Tiere. Nach einer Studie am Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) aus der Ostsee kann Mikroplastik massiv das Ausbrüten und die Entwicklung der Eier und Larven beeinträchtigen, indem es ihre Aktivität, Nahrungsaufnahme und Reaktion auf Bedrohungen durch Prädatoren stört (Lönnstedt & Eklöv 2016). Laborexperimente an adulten Wolfsbarschen (*Dicentrarchus*

labrax) ergaben nach Fütterung der Fische mit Mikroplastik belasteten Fischpellets schwerwiegende Veränderungen des Verdauungstraktes (Pedà et al. 2016).

5.2.6 Dauerschall unter Wasser

Dauerschallquellen strahlen weitgehend ohne zeitliche Unterbrechung Schall ab. In diese Kategorie fallen unter anderem 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 im Rahmen der MSRL vorgenommenen nationalen Zustandsbewertung der Ostsee (BMUB in Vorbereitung) heißt es dazu:

„*Der Schiffsverkehr, vor allem entlang der Haupt-Schifffahrtsrouten (insbesondere Fehmarnbelt und Kadetrinne), ist die Hauptquelle für Dauerschalleintrag in die Ostsee. Im Berichtszeitraum kam es in einigen Gebieten zu einer starken Zunahme des Schiffsverkehrs. Insbesondere sind im Zusammenhang mit dem Ausbau der Offshore-Windenergie neue mehr oder weniger stark gebündelte Verkehre von Bau- und Servicefahrzeugen in bislang weitgehend von der Schifffahrt wenig genutzten Bereichen entstanden. Dazu gehört insbesondere der Bereich nordöstlich von Rügen zwischen dem Servicehafen Mukran und dem OWP Cluster nördlich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.*

Insbesondere tieffrequenter Schall breitet sich in tiefem Wasser über sehr weite Distanzen aus. Die Schallbelastung in diesem Frequenzbereich hängt dadurch nur geringfügig von der Nähe zu individuellen Schallquellen ab. Auch in der relativ flachen Ostsee, in der Reflektion und Absorption größeren Einfluss auf die Ausbreitung haben, breitet sich Schall im Frequenzbereich von ca. 100 bis 1000 Hz über größere Distanzen aus. Als regionale Besonderheit ist die unvorhersehbare Ausbildung von Schallkanälen bekannt, bedingt durch die Schichtung verschiedener Wasserkörper in der Ostsee. In diesen werden einige Frequenzen besonders effektiv weitergeleitet (Sigray et al. 2015; Klusek & Lisimenka 2016).“

Bislang liegen nur wenige Erkenntnisse vor, inwieweit sich die Schallemissionen auf **Makrozoobenthosarten** auswirken. Nachgewiesen ist die Reaktion einiger in der Ostsee vorkommender Makrozoobenthosarten (*Crangon crangon, Carcinus maenas*) auf permanente Vibrationen und Druckveränderungen (Roberts 2015; Roberts et al. 2016; Solan et al. 2016). Aquarienversuche mit *Crangon crangon* ergaben bei anhaltender Beschallung von 25 bis 400 Hz einen signifikanten Rückgang des Wachstums und des Reproduktionserfolgs sowie eine Zunahme der Mortalität. Darüber hinaus wurde als Folge von Stress ein zunehmender Kannibalismus beobachtet (Lagardère 1982). Wale et al. (2013) untersuchten das von Schiffslärm ausgehende Verhalten an *Carcinus maenas* in einer Laborstudie. Die Versuche zeigten bei Beschallung der Tiere Störungen der metabolischen Prozesse, Stressreaktionen und eine Abkehr vom normalen Fluchtverhal-

ten. 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 in der Regel 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 in der Regel 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) war. Zu den Hörgeneralisten zählen zum Beispiel Dorsch, Scholle, 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 zum Beispiel 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. Allerdings bestehen nach den bisherigen Literaturstudien noch große Unsicherheiten bei der Bestimmung von Grenzwerten, ab denen eine Hörschädigung bei Fischen eintritt (Hastings & Popper 2005; Thomsen et al. 2006). Je nach Fischart, Frequenz und Dauer des Schalls werden 153 bis über 180 dB als Grenze der permanenten Hörschwellenverschiebung angegeben (Hastings & Popper 2005).

Einige Fischarten, wie die auch in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee vorkommenden Arten Dorsch oder Seeskorpion verwenden selbstproduzierte Geräusche für die Kommunikation, die zum Beispiel für das Territorialverhalten oder zur Partnerwahl von Bedeutung sind (Hutchings et al. 1999; Muus & Nielsen 1999). Ein erhöhter und

dauerhafter Schallpegel kann unter Umständen diese Kommunikation beeinträchtigen, da eigene von den Fischen erzeugte Laute überdeckt (maskiert) werden können.

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 Kapitel 5.2.6 für Dauerschall beschriebenen. Dabei besonders empfindlich sind benthische Eier und Larven. Missbildungen an fast 50 % aller untersuchten Veligerlarven und eine reduzierte Wachstumsrate wurden nach Schallemissionen ähnlich des Airgun-Impulse-Verfahrens für die Jakobsmuschel festgestellt (Aguilar de Soto et al. 2013). Über die Empfindlichkeit von Ostsee-Arten liegen keine spezifischen Erkenntnisse vor.

Hinsichtlich der Empfindlichkeiten gegenüber Impulsschall bei **Fischen** (vor allem seismische Aktivitäten) gehen Forschungsergebnisse sehr weit auseinander. Dies liegt unter anderem 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 Impulsschallereignisse ab. Starke Druckwellen können bei Fischen Gewebsverletzungen verursachen, die wiederum innere Blutungen auslösen können. 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 dem auch in den NSG der deutschen AWZ der Ostsee vorkommenden Dorsch sind solche physischen Schäden des Gehörs nach Schallereignissen auch für den Dorsch denkbar.

Besonders hohe Schallimpulse können letale Folgen für Fische haben. Dabei sind adulte Fische mit Schwimmblase (zum Beispiel Finte, Hering) stärker gefährdet als Arten ohne Schwimmblase (zum Beispiel Sandaale) und Larven (Bolle et al. 2014; Casper et al. 2016). Dies liegt daran, dass sich die Druckwellen fast ungebremst durch das Wasser und wassergesättigtes Gewebe ausbreiten, während an Geweben, die wie die Schwimmblase an Luft grenzen, sehr starke Scherkräfte entstehen.

Zu Verhaltensreaktionen bei Fischen nach Schallereignissen beschreiben einige Studien räumlich weitreichende Vertreibungseffekte nach Impulsrammungen, andere hingegen weder Fluchtreaktionen noch Änderungen im Schwimmverhalten (Hirst & Rodhouse 2000; Wardle et al. 2001; Slotte et al. 2004).

5.2.8 Eintrag von Neobiota

Die Ostsee ist ein vergleichsweises junges Meer, das in seiner kurzen Geschichte mehrere starke Wechsel im Salzgehaltsregime und infolgedessen auch in seiner benthischen Besiedlung erfahren hat. Die natürliche Besiedlung der Ostsee erfolgt daher erst seit vergleichsweise kurzer Zeit und ist noch nicht abgeschlossen. Insofern finden eingeschleppte Arten (Neobiota) noch unbesetzte ökologische Nischen. Eingeschleppte Arten wie *Mya arenaria* oder die Polychaeten-Gattung *Marenzelleria* spp. gehören in Teilen der Pommerschen Bucht bereits zu den dominanten Arten der benthischen Gemeinschaften und stellen wichtige Komponenten des Nahrungsnetzes, beispielsweise als Nahrung für Fische oder Vögel, dar.

Eine Einschleppung von gebietsfremden Arten geschieht regelmäßig durch das Ablassen von unbehandeltem Ballastwasser sowie durch Bewuchs auf Schiffsrümpfen. Ein weiterer Vektor ist das Verbinden verschiedener Gewässersysteme durch künstliche Wasserstraßen (Kanäle). Vor allem aus dem ponto-kaspischen Raum gelangen so viele Neobiota in die Randgewässer der Ostsee.

Nicht-einheimische Arten können potenziell einheimische Arten durch direkte Habitat-/ Ressourcenkonkurrenz verdrängen. Für die deutsche Ostsee wurde ein solcher Fall bislang noch nicht beschrieben. In den Weich- und Hartbodengemeinschaften ist der Anteil Neobiota mit Ausnahme von *Mya arenaria* und *Marenzelleria* spp. östlich der Darßer Schwelle relativ gering. Negative Effekte auf die Dichte und Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaft können durch das Einbringen größerer Prädatoren wie der Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) entstehen (Schrandt et al. 2016). Die Schwarzmundgrundel wird zudem als ernsthafter Nahrungskonkurrent zu anderen bodenlebenden Fische (zum Beispiel Flunder) angesehen und steht im Verdacht, Eier und Larven von Heringen zu fressen (Kornis et al. 2012).

Weiterhin können nicht einheimische Planktonarten zu Veränderungen im pelagischen Nahrungsnetz und damit auch auf die Nahrungsverfügbarkeit für das Benthos und hier insbesondere auf die Filtrierer haben.

5.2.9 Eintrag von Pathogenen

Pathogene können über unzureichend behandelte Abwässer ins Meer gelangen und auf Meerestiere wirken. In Makrozoobenthosarten und Fischen wurden verschiedene human- und mikrobiellpathogene Keime nachgewiesen (Lozán et al. 2003).

5.2.10 Barrierewirkung

Barrierewirkungen auf **Fische** sind im Zusammenhang mit künstlichen Magnetfeldern denkbar (Kapitel 5.2.14).

5.2.11 Kollisionen

Ein Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen besteht im Allgemeinen nur in geringerem Ausmaß für Eis-, Trauer-, und Samtente sowie Rothals, Ohren-, Stern- und Prachttaucher als lebensraumtypische Arten des LRT „Sandbänke“ bzw. für Eisente, Samtente und Gryllteiste als lebensraumtypische Arten des LRT „Riffe“, doch kann das Risiko situationsbedingt höher sein (Genaueres in Kapitel 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 Teilen der deutschen Ostsee 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 & von Nordheim 2000). Die Intensität der Stressreaktionen ist dabei artspezifisch, von der Dauer und Intensität des Wirkfaktors abhängig.

5.2.13 Temperaturveränderungen

Kleinräumige Änderungen der Temperatur in grundnahen Wasserschichten können durch verschiedene anthropogene Nutzungen ausgelöst werden. Ist es küstennah die Abwärme von abgeleiteten Kraftwerks-Kühlwässern, sind in küstenfernen Gebieten vor allem unterseeische Stromkabel, Kühlwassereinleitungen von Öl- oder Gasförderplattformen, Umspann- bzw. Konverterplattformen und gegebenenfalls Windkraftanlagen als potenzielle Wärmequellen zu nennen. An der Oberfläche von Pipelines kann dagegen eine Absenkung der Temperatur eintreten.

Mit der kabelinduzierten Temperaturerhöhung erhöht sich je nach Tiefenlage und Beschaffenheit des Stromkabels auch die Umgebungstemperatur für das in diesem Bereich siedelnde **Makrozoobenthos**. Insbesondere für kalt-stenotherme Arten arktisch-borealer Herkunft wie *Arctica islandica* oder *Astarte borealis* stellt die Wassertemperatur einen Schlüsselfaktor dar, der einen starken direkten Einfluss auf Entwicklung und Aktivität der wechselwarmen Organismen hat. Während adulte Individuen der Islandmuschel Temperaturen über 20°C durchaus überleben können, werden Fertilisierung und Larvalentwicklung über 15°C bereits deutlich gestört (Landers 1976). Untersuchungen haben ergeben, dass auch bei anderen Makrozoobenthosarten ein Temperaturunterschied von nur wenigen Grad Wirkungen sowohl auf zellulärer Ebene als auch auf die Verteilung haben kann (Meißner & Sordyl 2006). Indirekte temperaturbedingte lokale Effekte auf die makrobenthische Besiedlung können durch eine veränderte mikrobielle Gemeinschaft (Bakterien) des Sediments entstehen. Ein Temperaturanstieg im Sediment führt zu einem Anstieg der Stoffwechselaktivität auch der Bakterien. Vor allem in schlecht

durchlüfteten Substraten (Schlick, dicht gepackte Sande) kann dies zur Verringerung der mit Sauerstoff angereicherten Substrat-Schicht und damit lokal zu einer Verschlechterung der Habitatqualität für das Makrozoobenthos führen. Kleinräumige und schwache Wirkungen 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 Makrozoobenthos als Nahrungsgrundlage bestimmter Fischarten möglich.

Ein genereller Temperaturanstieg der Meere wird dagegen durch den Klimawandel prognostiziert als auch bereits gemessen (Sheppard 2004, IPCC 2013). Dabei wird für die Ostsee zwischen 1961 und 2099 ein Anstieg der Tiefenwassertemperatur von ca. 2 °C prognostiziert (Meier et al. 2012). Dieser Temperaturanstieg wird vermutlich vor allem in Kombination mit der erwarteten Reduktion des Salzgehalts direkte (und über vermehrten Sauerstoffmangel auch indirekte) Auswirkungen auf die Verbreitung von Makrozoobenthos-Arten haben. Insbesondere eury-marine und arktisch-boreale Arten werden seltener in der deutschen Ostsee vorkommen. Glazialrelikte der Ostsee (*Monoporeia affinis, Pontoporeia femorata, Saduria entomon)* werden dagegen in die tieferen Bereiche der großen Becken zurückgedrängt, wo sie zusätzlich den Folgen des zunehmenden Sauerstoffmangels ausgesetzt sind. Darüber hinaus sind auch Abwanderungseffekte für charakteristische Muschelarten für Grobsubstratgebiete (zum Teil innerhalb gemeldeter Flächen der LRT „Riffe“ und „Sandbänke“) von wie *Astarte* spp. und *Macoma calcarea* zu erwarten.

Aufgrund der zu erwartenden Erwärmung der Ostsee (siehe oben) könnten sich die Lebensbedingungen auch für kaltadaptierte **Fischarten** (zum Beispiel Dorsch, Spitzschwänziger Bandfisch) verschlechtern, während wärmeliebende Arten (zum Beispiel Sardelle, Sardine) verstärkt aus dem Süden einwandern könnten (Thiel et al. 2013). Der Lebensraum der kälteliebenden Arten könnte sich in der Folge also verschieben oder sogar verringern (Thiel et al. 2013). Eine weitere Konsequenz könnte ein Trend zu kleineren Körpergrößen innerhalb der Arten sein (Baudron et al. 2014), was wiederum Auswirkungen auf das Reproduktionspotential haben könnte. In der Ostsee haben neben der Temperatur aber auch Veränderungen im Niederschlag und der Süßwassereintrag einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna. Die erwartende Reduktion im Salzgehalt (vergleiche Kapitel 5.2.15.3) wird eine Ausweitung der Süßwasserarten in diesem Lebensraum ermöglichen und eine generell negative Wirkung auf die marinen Fischbestände haben (Lozán et al. 2014).

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 signifikanten Einfluss auf die Überlebensrate von ausgewählten **Makrozoobenthosarten** (unter anderem (Gill et al. 2005; Bochert & Zettler 2006; Meißner & Sordyl 2006; Woodruff et al. 2013; Love et al. 2015). Einige Autoren schlossen allerdings für einige Arten (zum Beispiel dekapode Krebse) eine Sensitivität gegenüber elektromagnetischen Feldern im Zusammenhang mit ihrer Orientierung nicht aus (Gill et al. 2005; Hutchison et al. 2018).

Empfindlichkeiten bei **Fischen** sind gegenüber elektromagnetischen Feldern vor allem bei diadromen Arten zu erwarten, die Magnetfelder zur Orientierung nutzen (zum Beispiel Europäischer Aal, Meerforelle oder Lachs). So beobachteten sowohl Westerberg & Lagenfelt (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 während der Energieproduktion auf die Felder zu reagieren (BIOCONSULT AS 2004). Weitere Fischarten, bei denen es Anhaltspunkte für Sensitivitäten gegenüber elektromagnetischen Feldern gibt, sind Knorpelfische und Dorsch (Gill et al. 2005; Hutchison et al. 2018). So werden Knorpelfische (Elasmobranchier) zum Beispiel 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). 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

Neben den direkten Auswirkungen durch eine erhöhte Wassertemperatur und einen in der westlichen Ostsee reduzierten Salzgehalt kann der prognostizierte Klimawandel auch weitere indirekte Effekte auf die benthischen Lebensräume haben. Ein wesentlicher zusätzlicher Aspekt ist die Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Sturmereignissen (Woth et al. 2006; IPCC 2013). Die westliche Ostsee bis zur Darßer Schwelle ist sehr eng von Land umgeben, so dass die Windlauflänge (Fetch) in diesen Gebieten relativ kurz ist und sich so die zunehmende Windintensität nur bedingt auf den Meeresboden durchschlägt. Im Arkonabecken und in der Pommerschen Bucht hat der Wind vor allem bei Nordost-Stürmen eine längere Angriffsfläche, zudem ist die Wassertiefe in der Pommerschen Bucht und auf dem Adlergrund relativ gering, so dass es dort bei Sturm-Ereignissen zu Sedimentumlagerungen kommt.

Die LRT **„Riffe“** und **„Sandbänke“** sind ebenso wie die § 30-Biotoptypen **KGS** und **„Makrophytenbestände“** in der deutschen AWZ der Ostsee vorwiegend auf Kuppen und auf anderen exponierten Lagen zu finden. Daher sind die charakteristischen Gemeinschaften grundsätzlich an welleninduzierte Sedimentumlagerungen (Infauna) und Stress

durch Wasserbewegungen (Epifauna und Flora) angepasst. Häufigere und intensivere Sturmereignisse könnten jedoch zu einer Erhöhung dieses Stresses und zu erhöhter Mortalität, verringerter Reproduktion und verringertem Größenwachstum führen. Bei Makroalgen (zum Beispiel im NSG „Fehmarnbelt“ *Delesseria sanguinea*, im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ Bereich II *Fucus* spp.) kann die erhöhte Wellenexposition zu einem vermehrten Abreißen von Thalli und damit zu einer Reduktion des Lebensraumes für die assoziierte Gemeinschaft führen.

5.2.15.2 Sauerstoffmangel

Aufgrund der ausgeprägten Becken- und Schwellen-Struktur, das im Vergleich zum Wasservolumen große Einzugsgebiet mit dem entsprechend der gemäßigten Breiten hohem Nährstoffeintrag mit dem Flusswasser und dem geringen Wasseraustausch mit der Nordsee ist die Ostsee natürlicherweise anfällig für eine übermäßige Sauerstoffzehrung und den damit verbundenen Sauerstoffmangel am Meeresboden. Hauptsächlich betroffen von diesem anhaltenden Sauerstoffmangel sind vor allem die Gebiete in den tiefen Becken unterhalb der permanenten Sprungschicht in etwa 60 m Wassertiefe.

Die flacheren Buchten und Becken (Kieler Bucht, Mecklenburger Bucht und Arkonabecken) sind dagegen nicht permanent geschichtet und unterliegen deshalb einer völlig anderen Sauerstoffdynamik (IOW 2015). Diese Seegebiete sind im Winterhalbjahr meist gut durchmischt und die Sauerstoffkonzentration ist weitgehend gesättigt. Vor allem durch stabile sommerliche Wetterlagen mit starkem oberflächennahem Temperaturanstieg und ohne Winddurchmischung kommt es zu einer ausgeprägten Temperaturschichtung, in deren Folge der untere Wasserkörper von umgebenden Sauerstoffquellen abgekoppelt wird. Der Sauerstoff des bodennahen Wasserkörpers kann dann innerhalb weniger Tage oder Wochen aufgezehrt werden. Die Folge ist das Absterben eines Großteils der Makrozoobenthosgemeinschaft. Verstärkt werden kann dieser Effekt durch starke Abflussereignisse aus den einmündenden Flüssen.

Intensiviert werden diese natürlichen Prozesse durch den anthropogen verstärkten Nährstoffeintrag über die Flüsse (Eutrophierung, zum Beispiel (HELCOM 2014). Die erhöhten Nährstoffe führen zu einer erhöhten Primärproduktion in der Wassersäule. Über verschiedene trophische Kaskaden im Pelagial führt die erhöhte Produktivität der Wassersäule auch zu einer erhöhten Sekundärproduktion im und auf dem Meeresboden. Die erhöhte Sekundärproduktion und die Zersetzung abgestorbenen Materials führen zu einer deutlich erhöhten Sauerstoffzehrung und damit aufgrund der hydrographischen Rahmenbedingungen zu lokalem Sauerstoffmangel. Der LRT **„Sandbänke“**, die photischen Bereiche des LRT **„Riffe“** sowie die beiden weiteren nach § 30 BNatSchG **geschützten Biotope** sind aufgrund ihrer überwiegend exponierten Lage gegenüber Sauerstoffmangel weniger gefährdet als die unteren Hanglagen der Rinnen und Becken.

Aufgrund des natürlichen Vorkommens von Sauerstoffmangel in der Ostsee sind die Gemeinschaften an diesen Umstand angepasst. Viele schlickbesiedelnde Arten wie *A. islandica* oder Vertreter der Priapulida haben Anpassungsstrategien entwickelt, um den

Sauerstoffmangel zu überdauern. Nach langen anoxischen Phasen in der Kieler Bucht und in der Mecklenburger Bucht 1967, 1981 und 1987 überlebte *A. islandica* als eine von wenigen Arten, wobei sich der Verlust der Gesamtbiomasse auf bis zu 65 % belief (Diaz & Rosenberg 1995). von Oertzen & Schlungbaum (1972) bescheinigen *A. islandica* eine der höchsten Sauerstoffmangelresistenzen aller untersuchten Ostsee-Muscheln. Sterben jedoch aufgrund der Dauer der Anoxie die Islandmuscheln ab, ist eine Wiederbesiedlung umso schwieriger, da Larven und Jungmuscheln deutlich sensitiver als die alten Individuen sind (Zettler et al. 2001).

Viele **Fischarten** leben in der Ostsee im physiologischen Grenzbereich ihres Verbreitungsraumes und haben zum Teil auch an die Brackwasserbedingungen spezifisch angepasste, genetisch differenzierte Bestände gebildet (Lozán et al. 2014). Es ist daher zu erwarten, dass sie empfindlich auf Änderungen der Sauerstoffbedingungen und des Salzgehaltes (vergleiche Kapitel 5.2.15.3) reagieren. Dabei besonders empfindlich ist der Dorsch, der für eine erfolgreiche Reproduktion auf hohe Salzgehalte (Kapitel 5.2.15.3) und ausreichend Sauerstoff angewiesen ist (Westin & Nissling 1991). Für das Überleben des Dorschlaichs ist ein Sauerstoffgehalt von über 2 ml/l erforderlich. Sauerstofffreie Zonen, wie sie beispielsweise durch Eutrophierung entstehen können, können zum Absterben der in diesen Wasserschichten abgelegten Dorscheier führen, was in der Konsequenz den Reproduktionserfolg der Laicherpopulation vermindert.

5.2.15.3 Veränderungen des Salzgehalts

Der Salzgehalt der Ostsee wird hauptsächlich durch den Frischwassereintrag des Einzugsgebietes (Niederschlag, Flusseinträge) und die Zufuhr salzreichen Nordseewassers bestimmt. Modellrechnungen vermuten einen mittleren Anstieg der Niederschläge im gesamten Ostseeraum, der wahrscheinlich zu einer Abnahme des Salzgehaltes und zu einem Anstieg der Süßwasser- und Nährstoffeinträge über die Flüsse führen wird (Meier et al. 2006). Es bestehen jedoch noch große Unsicherheiten zu diesem Modell.

Der Salzgehalt ist grundsätzlich einer der bedeutendsten Umweltfaktoren für die Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaften in der Ostsee. Marine Arten kommen in der Ostsee derzeit nur westlich der Darßer Schwelle vor – östlich davon dominieren euryhaline oder Brackwasserarten, wobei die Artenvielfalt mit abnehmendem Salzgehalt deutlich zurückgeht (Zettler et al. 2014). Bei einer Abnahme des Salzgehaltes ist daher grundsätzlich mit deutlichen Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur hin zu artenärmeren Gemeinschaften zu rechnen. Exakte Prognosen zu den Veränderungen lassen sich jedoch derzeit noch nicht erstellen (Coppack & Nestler 2014).

Die Reduktion des Salzgehaltes in der deutschen AWZ der Ostsee kann für einige **Fischarten** – darunter auch die in den NSG vorkommenden Arten Dorsch und Sprotte – den Verlust ihrer sonst erfolgreichen Laichgebiete bedeuten. Sowohl Dorsch als auch Sprotten benötigen für ihren Reproduktionserfolg einen ausreichend hohen Salzgehalt (Dorsch über 11 ‰, Westin & Nissling (1991)). Die zu erwartende Abnahme im Salzgehalt kann bei beiden Fischarten zu einer Reduktion des Reproduktionserfolges führen.

Für die Dorscheier besteht darüber hinaus die Gefahr eines vermehrten Fraßdrucks durch adulte Sprotten und Heringe, da diese sich bei ungünstigen Salz- und Sauerstoffbedingungen in der gleichen Schwebetiefe wie die abgelaichten Dorscheier aufhalten (Köster & Möllmann 2000).

5.2.16 Fang von Zielarten

Der Fang von Zielfischarten (zum Beispiel Dorsch, Wittling, Hering) im Bereich der LRT kann zu Veränderungen der Artenzusammensetzung sowie der Größen- und damit der Altersstruktur (Abnahme der Zahl großer Fische) führen, was in der Konsequenz zum Fehlen großer Individuen mit hoher Reproduktionskapazität führen kann (Pauly et al. 1998). Wichtige Fischbestände in der westlichen Ostsee, unter anderem der westliche Dorschbestand und der Frühjahrslaichende Heringsbestand, sind übernutzt (ICES 2016b), das heißt, das die Reproduktion der Bestände durch eine zu hohe Entnahmemenge sowohl durch die kommerzielle als auch die Freizeitfischerei gefährdet ist. Insbesondere die Freizeitfischerei sucht den LRT „Riffe“ gezielt zum Fang von Dorschen auf (Kowalik & Struck 2016).

Der Fang von Zielarten im Bereich der LRT kann weiterhin dazu führen, dass das Nahrungsangebot für andere lebensraumtypische Fische reduziert wird. So ernährt sich im Meer der Atlantische Lachs von anderen kommerziell wichtigen Fischarten, wie bspw. Hering oder Sprotte (Narberhaus et al. 2012). Die Überfischung der bevorzugten Beutefischarten kann die Nahrungsverfügbarkeit für Lachse verringern. Beim Dorsch hat die intensive Befischung der adulten Tiere auch negative Folgen für seine Larven. Dorschlarven und Sprotten stehen in Nahrungskonkurrenz um Copepoden zueinander. Ein hoher Dorschbestand mit ausreichender Größe hält den Sprottenbestand durch Wegfraß gering, begrenzt damit gleichzeitig die Zehrung am Copepodenbestand und garantiert so ein ausreichendes Nahrungsangebot für seine Larven. Bei einer hohen Befischungsintensität des Dorsches kann die damit einhergehende positive Entwicklung des Sprottenbestandes indirekt auch für ein vermindertes Nahrungsangebot für die Dorschlarven sorgen (Lozán et al. 2014).

Der Fang von kommerziell bedeutenden Fischarten im Bereich der LRT führt weiterhin dazu, dass das Nahrungsangebot für Meeressäugetiere und Seevögel reduziert wird. Nähere Informationen dazu finden sich in Kapitel 5.6.5 und 5.4.12.

5.3 Finte und Stör

Die Finte und der Baltische Stör gehören zu den anadromen Wanderfischen, die zum Ablaichen in die Unterläufe größerer Flüsse aufsteigen. Daher sind beide Arten besonders in den Flüssen gefährdet: hier reagieren sie vor allem empfindlich auf Wanderhindernisse wie Wehre und Sohlabstürze, die das Erreichen geeigneter Laichgründe verhindern (Narberhaus et al. 2012). In den Ästuarien sind die beiden Arten auch durch die Auswir-

kungen erhöhter Schadstoffbelastungen und Nährstoffeinträge (Tautenhahn & Geßner 2014; ICES 2015b) gefährdet.

In der offenen Ostsee und damit auch in den Schutzgebieten spielen die oben genannten Wirkfaktoren keine (Wanderhindernisse durch Bauwerke) bzw. nur eine untergeordnete (Schadstoffbelastungen und Nährstoffeinträge) Rolle. Relevant für beide Arten sind in den NSG der deutschen AWZ der Ostsee Schallemissionen, Beifang, elektromagnetische Felder und Schadstoffeinträge.

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).

Der Baltische Stör gehört zu den Knochenfischen und besitzt eine verhältnismäßig große Schwimmblase. Dadurch ist auch für diese Art von einem guten Hörvermögen und folglich einer hohen Empfindlichkeit gegenüber hohen Schalldrücken auszugehen.

5.3.2 Dauerschall unter Wasser

Abgesehen von den physiologischen Schäden, die nur bei starkem Impulsschall eintreten, kann Dauerschall bei Finten Verhaltensänderungen auslösen (Plachta & Popper 2003; Hastings & Popper 2005; Wilson et al. 2008; Popper & Hastings 2009). Da diese Art aber eine verhältnismäßig große Schwimmblase besitzt, ist von einem guten Hörvermögen und folglich von einer hohen Empfindlichkeit gegenüber Dauerschall auszugehen. Für den Stör fehlen entsprechende Studien.

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 vor allem als Beifang in pelagischen Flussfischereien gefährdet (HELCOM 2013d). Im marinen Bereich sind Finten in erster Linie im Beifang von Baumkurren, Grundschleppnetzen und von pelagischen Zweischiffschleppnetzen vertreten (ICES 2015b).

Der Baltische Stör ist eine demersale, i. d. R. solitär lebende Art. Die meiste Zeit seines Lebens verbringt der Stör in marinen Habitaten, steigt aber nach Einsetzen der Ge-

schlechtsreife (mit 12–18 Jahren) wiederholt im Abstand von 2-3 Jahren zur Reproduktion in die Unterläufe größerer Flüsse (zum Beispiel Oder) auf (Tautenhahn & Geßner 2014). Im marinen Bereich geht eine Gefährdung des Baltischen Störs vor allem vom Beifang durch Grundschleppnetze und Stellnetze (insbesondere bodennah gestellte Netze zum Fang von Dorsch und Steinbutt) sowie in den inneren Küstengewässern durch Stellnetze zum Fang von Hering, Zander und Barsch aus (mündliche Mitteilung Jörn Geßner, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei). Im Süßwasser ist der Baltische Stör vor allem durch Beifang in Reusen und Stellnetzen gefährdet.

5.3.4 Elektromagnetische Felder

Welche Auswirkungen elektromagnetische Felder auf die Finte und den Baltischen Stör haben, ist nicht abschließend geklärt. Studien am Russischen Stör (*Acipenser gueldenstaedtii*), Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*) und Atlantischen Lachs (*Salmo salar*) deuten allerdings darauf hin, dass diese Arten schwache Magnetfelder wahrnehmen können und auf dem Weg zu ihren Laichgründen die Magnetfelder zur Orientierung nutzen (Poddubny 1967; Tesch et al. 1992; Thomsen et al. 2006; Chung-Davidson et al. 2008; Westerberg & Lagenfelt 2008; Gill et al. 2012). Einige der Autoren beobachteten weiter, dass sich die Schwimmgeschwindigkeit wandernder Aale und Störe in der Nähe von Seekabeln verringerte und ein Überschwimmen des Kabels vermieden wurde (Poddubny 1967; Gill et al. 2012). Aufgrund der Artverwandtschaft zwischen Russischem und Baltischem Stör ist mit diesen „Orientierungsstörungen“ im Bereich elektromagnetischer Felder auch beim Baltischen Stör zu rechnen. Ob diese „Orientierungsstörungen“ im Bereich elektromagnetischer Felder aufgrund der ebenfalls diadromen Lebensweise auch auf Finten 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.

5.3.5 Schadstoffeinträge

Aufgrund der Langlebigkeit des Baltischen Störs kann die Bioakkumulation organischer Verbindungen und anderer Substanzen als eine mögliche Gefährdungsursache eingestuft werden. Chemische Substanzen können sich zudem negativ auf den Reproduktionserfolg und die Rekrutierung vieler Fischarten auswirken, darunter auch auf Finte und Stör (Narberhaus et al. 2012).

5.4 Seevögel

Wie in Kapitel 4 beschrieben, gehen von den menschlichen Nutzungen im marinen Bereich verschiedene Wirkfaktoren aus, die das Leben von Seevögeln negativ 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 verschiede Weise auf Seevögel einwirken kann. Unter den in Kapitel 4

genannten Wirkfaktoren sind einige, die für Seevögel von geringer Relevanz sind oder deren Wirkung 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

Untersuchung von Auswirkungen starker Unterwasserschallemissionen durch Sprengungen auf Vögel haben erhebliche Schäden durch die Schockwelle ergeben, die typisch für ein Explosionstrauma sind: Gewebsrisse 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 & Lüdemann 2011). Vogelarten wie Eider-, Eis-, Trauer- und Samtente, Mittelsäger, Hauben-, Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher, Kormoran, Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste, die ihre Nahrung tauchend erbeuten, sind damit besonders empfindlich, während häufig fliegende Arten weniger gefährdet sind. Potenziell können jedoch Individuen aller Arten starke bis fatale 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 zum Beispiel 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 Silbermöwen 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 (vergleiche 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 gegenüber visuellen Störungen (Kapitel 5.4.8) 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 Ostsee praktizierte Formen der Fischerei für Seevögel weitgehend ungefährlich sind, besteht bei Stellnetzen (Kiemen- und Verwickelnetzen) 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 bis 200.000 Seevögel ihr Leben (Žydelis et al. 2009). Für die betroffenen Arten wird im Folgenden die von ihrem artspezifischen Verhalten abhängige Beifangmortalität bei der Nahrungssuche beschrieben. Entscheidend ist dabei der horizontale Verlauf von Tauchgängen, durch den die Vögel in die senkrecht stehenden Stellnetze hineinschwimmen. Das Risiko für Seevögel, sich in Stellnetzen zu verfangen, hängt zudem von der Maschenöffnung, Filamentstärke, Standzeit, Tages- und Jahreszeit sowie der Überschneidung des Fanggebietes mit den Nahrungsgründen der Seevögel ab.

Außer in Stellnetzen können sich Seevögel auch in Reusen und Fischfallen verfangen (zum Beispiel Schirmeister (2003)), wenngleich das Risiko, in diese Geräte zu gelangen, vergleichsweise gering ist. Darüber hinaus stellen Langleinen eine weitere Methode der Fischerei dar, die ungewollten Beifang von Seevögeln verursacht.

Eider-, Eis-, Trauer- und Samtenten 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; Mendel et al. 2007; Sonntag et al. 2007), sind besonders Samtenten auch in tieferen Gewässern anzutreffen (Sonntag et al. 2007). In der Ostsee gehören diese Arten zu den häufig in Stellnetzen ertrinkenden Vögeln (Žydelis et al. 2009; Bellebaum & Schirmeister 2012). Auch bei der Langleinenfischerei kann es zu Verlusten von Meeresenten kommen, Mentjes & Gabriel (1999) nennen jedoch weder den Ablauf bei dieser Art von Beifang noch die tatsächlich betroffenen Arten. Von Detloff & Koschinski (2017) wurde bei Testfängen mit Langleinen in der deutschen Ostsee je eine Eis- und Samtente als Beifang von 7.055 ausgebrachten Haken angegeben.

Mittelsäger tauchen nach Nahrung und sind dadurch mit dem Problem des Ertinkens in Stellnetzen konfrontiert. Für diese Art sind hohe Beifangzahlen dokumentiert (van Eerden et al. 1999; Schirmeister 2003; Bellebaum 2011).

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher erreichen beim Nahrungstauchen Tiefen bis 5 m, bis 15 m bzw. 10–20 m (Fjeldså 2004). Hauben- und Rothalstaucher wurden in der deutschen Ostsee häufig als Stellnetzopfer festgestellt, in kleinerer Zahl auch der Ohrentaucher (Schirmeister 2003).

Stern- und Prachttaucher 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 Prachttaucher dort auch proportional zu ihrer Anzahl besonders häufig in Stellnetzen verunglücken, sind diese Arten im Hinblick auf unbeabsichtigten Beifang offenbar grundsätzlich sehr anfällig (Dagys & Žydelis 2002). Möglicherweise üben auch Fischansammlungen in Reusen für eine Attraktion auf Seetaucher aus, doch sind keine Fälle in Reusen verendeter Seetaucher bekannt (Erdmann et al. 2005). Dagegen wird aus der finnischen Ostsee berichtet, dass Seetaucher in kleiner Zahl der Langleinenfischerei zum Opfer fielen (Cooper et al. 2000). Für **Gelbschnabeltaucher** ist aufgrund der ähnlichen Lebensweise ein ebensolches Gefährdungspotenzial hinsichtlich des Beifangs durch verschiedene Fischereimethoden anzunehmen, Untersuchungen dazu liegen jedoch nicht vor.

Kormorane können bei der Nahrungssuche Wassertiefen von mehr als 30 m erreichen (Mendel et al. 2008). Beim Tauchen verfangen sie sich häufig in Stellnetzen (van Eerden et al. 1999), insbesondre wenn sie im Frühjahr gezielt Stellnetze aufsuchen, um darin gefangene Heringe zu fressen (Bellebaum 2011). Häufiger als andere Seevögel gelangen sie in Aalreusen (Schirmeister 2003); auch an Langleinen für die Aalfischerei wurde Beifang von Kormoranen festgestellt (Bellebaum 2011).

Alkenvögel (Tordalk, Trottellumme, Gryllteiste) 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); Gryllteisten bis 40–50 m Piatt & Nettleship (1985); Masden et al. (2013)). Alkenvögel wurden in der Ostsee häufig in Stellnetzen beigefangen, besonders Trottellummen (Žydelis et al. 2009), aber auch Tordalken und Gryllteisten (Schirmeister 2003). Aus Norwegen wird berichtet, dass zumindest Trottellummen als Beifang der Langleinenfischerei auftreten (Cooper et al. 2000). Über Beifang von Alkenvögel in Reusen ist dagegen nichts bekannt, auch wenn die Vögel von Fischen in den Reusen angezogen werden könnten (Erdmann et al. 2005).

Da **Möwen** 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 zum Beispiel bei tauchenden Enten, Lappen- und Seetauchern. Dennoch sind auch Lach-, Sturm-, Mantel-, Silber- und Heringsmöwen verschiedentlich als Beifang in Stellnetzen festgestellt worden, nicht aber Zwergmöwen (Schirmeister 2003; Bellebaum 2011). Beim Ausbringen von Langleinen besteht für Möwen die Gefahr, sich an den beköderten Haken zu verfangen und zu ertrinken. Aufgrund ihrer Neigung, Fischereifahrzeugen im Hinblick auf zu erbeutenden Rückwurf zu folgen, können Möwen in dieser Hinsicht als anfällig gelten (Koschinski & Strempel 2012). Unter den hier

behandelten Schutzgütern betrifft dies Sturm-, Mantel- und Silbermöwen (vergleiche Garthe & Scherp (2003)). Aus Norwegen sind Mantel- und Silbermöwen als Beifang der Langleinenfischerei bekannt (Cooper et al. 2000), bei Testfängen mit Langleinen in der deutschen Ostsee wurden 15 immature Silbermöwen an den 7.055 ausgebrachten Haken gefunden (Detloff & Koschinski 2017).

Aufgrund ihrer Vermehrungsstrategie mit einer hohen Überlebensrate adulter Tiere, einer späten Geschlechtsreife und niedrigen Fortpflanzungsraten können die durch die Stellnetzfischerei vor allem betroffenen tauchenden Arten (Eider-, Eis-, Trauer-, Samtente, Mittelsäger, Hauben-, Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht-, Gelbschnabeltaucher, Kormoran, Tordalk, Trottellumme, Gryllteiste) zusätzliche anthropogene Mortalität nur schwer ausgleichen (Bernotat & Dierschke 2016). Negative Populationstrends lassen sich daher auch unter verbesserten Bedingungen nur langsam wieder umkehren. Gegenüber Beifang sind die tauchenden Arten daher sehr empfindlich, während dies für Möwen in viel geringerem Umfang zutrifft.

Der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ betrifft aber auch Beuteorganismen der Seevögel. Fische und andere Meerestiere, die nicht Ziel der Fischerei sind, werden mit den unter Kapitel 4.2.1 bis Kapitel 4.2.6 beschriebenen Methoden entnommen und entweder angelandet oder zurückgeworfen. Beim Rückwurf verenden viele dieser Tiere (siehe Kapitel 5.2.3), stehen dabei aber einigen Seevogelarten (besonders Möwen) als Nahrung zur Verfügung. Für andere Fischfresser wird dadurch aber das Nahrungsangebot reduziert. Dies gilt auch für Eider-, Eis-, Trauer- und Samtenten, für die die grundberührende Schleppnetzfischerei Verluste unter den als Beute dienenden Muscheln verursacht (Kapitel 5.2.3).

5.4.5 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust

Eine physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. ein Lebensraum-/Biotopverlust kann im Zusammenhang mit verschiedenen Nutzungen in der Meeresumwelt für Seevögel Beeinträchtigungen hervorrufen, für welche die Empfindlichkeiten separat zu betrachten sind. Es handelt sich zum einen um die physische Veränderung des Meeresbodens (Degradation des Sediments), die sich auf die Beutetiere und damit auf die Nahrungsgrundlage der Vögel negativ auswirkt. Zu den auslösenden Nutzungen gehören unter anderem 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 (temporären) Habitatverlust 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); Details siehe Kapitel 5.2.1). Von diesem Habitatverlust sind direkt diejenigen Seevögel betroffen, die sich vom Zoobenthos ernähren. Dies sind **Eider-, Eis-, Trauer- und Samtente**. Ähnliche Beeinträchtigungen betreffen auch demersale Fische, so dass auch die piscivoren Arten **Mittelsäger, Hauben-, Rothals-, Ohren-, Stern- und Prachttaucher, Kormoran, Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste** von Habitatverlusten betroffen sein können, insbesondere wenn Sandaale betroffen sind (vergleiche Kapitel 5.2.1). Für Fische ist aufgrund ihrer Mobilität aber davon auszugehen, dass Abundanzabnahmen im Bereich von Abbauflächen deutlich kürzere Zeiträume umfassen als beim Makrozoobenthos. 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 ihrer umgebenden Steinschüttungen auf, wodurch der ursprünglich weiche Boden zu hartem Substrat verändert wird. Die Störung der obersten Sedimentschichten durch die grundberührende Fischerei führt zu größeren Habitatschädigungen, von der die oben genannten Arten durch den (zum Teil temporären) Verlust ihrer Nahrungsgrundlage ebenfalls betroffen sind (Kapitel 5.2.1).

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 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.

Eisente: In einem dänischen Offshore-Windpark in der Ostsee hat die Individuendichte im Vergleich zur Zeit vor der Errichtung der Windenergieanlagen innerhalb des Windparks um 50 % sowie in 2 km Umkreis um 60 % signifikant abgenommen (Petersen et al. 2008; Petersen et al. 2011). Auch in einem schwedischen Ostsee-Windpark wurde eine starke, aber nicht vollständige Meidung bis in 2 km Umkreis beobachtet (Nilsson & Green 2011).

Trauer- und Samtente: An Offshore-Windparks in Dänemark („Horns Rev 1“, Horns Rev 2“, „Nysted“) und in den Niederlanden („Egmond aan Zee“) wurde beobachtet, dass Trauerenten diese Bereiche zeitweise ganz oder zumindest stark als Rastgebiet 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; Petersen & Fox 2007; Leonhard et al. 2012; Leopold et al. 2013; Petersen et al. 2014). Die Meidung ist demzufolge nur als partiell zu bezeichnen.

Zur Samtente existieren keine Beobachtungen hinsichtlich des Meideverhaltens, so dass im Analogieschluss ähnliche Reaktionen gegenüber Offshore-Windparks wie bei der Trauerente angenommen werden. (Furness et al. 2013) schätzen die Samtente hinsichtlich eines Meideverhaltens gegenüber Offshore-Windparks als etwas weniger empfindlich als die Trauerente ein.

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher: Das Verhalten dieser Lappentaucherarten gegenüber Offshore-Windparks ist nahezu unbekannt. Furness et al. (2013) schätzen den Ohrentaucher hinsichtlich Störung und Meidung ein wie Tordalk und Trottellumme. Es ist demzufolge davon auszugehen, dass Windparks verringerte Individuendichten von Ohrentauchern aufweisen. Im Analogieschluss wird diese Annahme auch für Hauben- und Rothalstaucher übernommen.

Stern- und Prachttaucher: 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 rastende oder Nahrung suchende bzw. durch sie hindurch fliegende Sterntaucher gibt, zeigen insbesondere die Auswertungen des umfangreichsten Datenbestandes aus Bau-, Betriebs- und FFH/SPA-Monitoring durch das FTZ Westküste, dass Scheuchabstände von Sterntauchern gegenüber OWP statistisch signifikant bis in 12 km nachweisbar sind und es rechnerisch zu einem vollständigen Habitatverlust in einem Bereich von 5,5 km um OWP kommt (Petersen et al. 2006; Leopold et al. 2013; Petersen 2014; Mendel et al. 2015; Dierschke et al. 2016; Garthe et al. 2018; Mendel et al. 2019). 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 Entfernung zu Windparks wurde als negativ wirkende Einflussgröße im Modell zur Verteilung der Sterntaucher in der äußeren Themsemündung identifiziert (McCormack et al. 2013). Entsprechende Beobachtungen wurden im wichtigsten Frühjahrsrastgebiet, dem NSG „Sylter Außenriff – Östliche Deutsche Bucht“ im Umfeld des OWP Butendiek und weiterer OWP in der deutschen Nordsee gemacht (Garthe et al. 2018; Nehls et al. 2018a; Mendel et al. 2019). Für den vom Verhalten her ähnlichen **Gelbschnabeltaucher** ist ebenfalls eine Meidung anzunehmen.

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. 2008) oder erschienen erst nach Ablauf der ersten Betriebsjahre (Gill et al. 2008; Skov et al. 2008; Leopold et al. 2013; Vanermen et al. 2013; Mendel et al. 2015; Dierschke et al. 2016), wobei geringere Individuendichten und demzufolge eine partielle Meidung festzu-

stellen waren. Im Gegensatz dazu wurde in anderen Windparks ein häufiges Vorkommen zwischen den Turbinen festgestellt (May 2008; Percival 2013). Zur **Gryllteiste** liegen keine Erkenntnisse zum Meideverhalten vor, daher wird im Analogieschluss (und im Einklang mit der entsprechenden Einstufung der Empfindlichkeit durch (Furness et al. 2013)) ebenfalls eine partielle Meidung angenommen.

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 (Petersen et al. 2006; Vanermen et al. 2013), 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.

Es lassen sich demzufolge hinsichtlich der Empfindlichkeit gegenüber dem Wirkfaktor Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. Lebensraum-/Biotopverlust 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, Prachttaucher** und vermutlich auch **Gelbschnabeltaucher**), b) eine partielle Meidung zeigen (**Eisente, Trauerente, Tordalk, Trottellumme** und **Zwergmöwe** sowie vermutlich auch **Samtente, Hauben-, Rothals-, Ohrentaucher** und **Gryllteiste**) oder c) von den Windenergieanlagen weitgehend unbeeinflusst bleiben. Zur letztgenannten Gruppe gehören **Eiderente** und **Mittelsäger** sowie **Lach-, Sturm-, Mantel-, Herings-** und **Silbermöwe**, 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; Vanermen & Stienen 2019). Eine besonders hohe Anziehungskraft haben Windparks auch auf **Kormorane**, welche diese Strukturen im Offshorebereich gern als Ruheplätze aufsuchen (Dierschke et al. 2016).

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 (Kapitel 5.4.8), möglicherweise in Verbindung mit Dauerschall (Kapitel 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/-verlust als auch eine Barrierewirkung. Diese sind in Kapitel 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, das heißt, 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 bzw. ihre Störwirkung zu berücksichtigen (vergleiche Kapitel 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 (zum Beispiel Flüge zu einem Übernachtungsplatz, Nahrungsflüge) ebenso wie für saisonale Wanderungen (Vogelzug, zum Beispiel Wechsel zwischen Brut-, Mauser-, Rast- und Überwinterungsgebieten). Barrieren können in dieser Hinsicht zum Beispiel Brücken und Hochspannungsleitungen sein, im küstenfernen Meer Reihen von Windenergieanlagen (Offshore-Windparks). Da sich die meisten Seevögel überwiegend fliegend fortbewegen, sind die in Kapitel 5.4.5 (Lebensraum-/Biotopveränderung, Lebensraum-/Biotopverlust) genannten Arten, die empfindlich gegenüber der vertikalen Verbauung des Luftraums im Sinne eines Habitatverlustes empfindlich sind, auch empfindlich gegen eine entsprechende Barrierewirkung. Ausweichflüge sorgen generell für einen erhöhten Energieverbrauch und gegebenenfalls Zeitverlust bei der Nahrungssuche. Unter den in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Ostsee als Schutzgüter betrachteten Seevögeln zeigen folgende Arten eine Scheu gegenüber dem Durchfliegen von Offshore-Windparks:

Eiderente und Mittelsäger: In verschiedenen Untersuchungen wurde festgestellt, dass Eiderenten auf dem Zug Offshore-Windparks meist deutlich umfliegen (Pettersson 2005; Petersen et al. 2006). Wenn sie Windparks duchqueren, dann vor allem in den Eckbereichen und mittig zwischen den Reihen von Windenergieanlagen (Desholm & Kahlert 2005). Anzeichen für eine Meidung von Windparks gibt es auch bei fliegenden **Mittelsägern** (Pettersson 2002).

Eisente: Die Meidung des Durchfliegens von Reihen aus Windenergieanlagen scheint bei der Eisente weniger ausgeprägt zu sein, als es die verringerten Individuendichten in Offshore-Windparks (Kapitel 5.4.5) vermuten lassen. Beim Wechsel zwischen verschiedenen Nahrungsgründen flogen Eisenten manchmal ohne sichtbare Scheu zwischen den Windenergieanlagen hindurch (Pettersson 2005). Auch unter den beim Offshore-Windpark „Nysted“ fliegenden Eisenten zeigten nur etwa 2 % der Individuen eine Reaktion (Blew et al. 2008).

Trauerente: Bei vier Windparks („Egmond aan Zee“, „Horns Rev 1“, Horns Rev 2“, „Alpha Ventus“) wurde eine starke Meidung des Einfliegens festgestellt (Petersen et al. 2006; Krijgsveld et al. 2011; Leopold et al. 2011; Skov et al. 2012; Leopold et al. 2013; Hill et al. 2014). 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. Im Analogieschluss wird die **Samtente** als ebenso empfindlich angesehen.

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher: Die einzige bekannte Beobachtung zum Flugverhalten von Lappentauchern bei Offshore-Windparks betrifft einen Trupp von drei Rothalstauchern, die innerhalb des Windparks Horns Rev 1 panikartiges Verhalten zeigten, ihren Flug aber fortsetzten (Christensen et al. 2004). Auch angesichts der Einstufung des Meideverhaltens des Ohrentauchers durch (Furness et al. 2013) (vergleiche Kapitel 5.4.5) ist von einer Scheu vor dem Durchfliegen von Offshore-Windparks durch Lappentaucher auszugehen.

Stern- und Prachttaucher: 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). Scheuchabstände von Sterntauchern gegenüber OWP sind statistisch signifikant bis in 12 km nachweisbar und rechnerisch kommt es zu einem vollständigen Habitatverlust in einem Bereich von 5,5 km um OWP (Garthe et al. 2018). Sie legen damit eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Barrieren im Luftraum an den Tag. Es ist davon auszugehen, dass dies in gleicher Weise für den **Gelbschnabeltaucher** gilt.

Kormorane suchen Windparks geziehlt zum Rasten auf, so dass ein Barriereeffekt bei ihnen unwahrscheinlich ist. Entsprechend wurde in verschiedenen Untersuchungen keine Meidung durch fliegende Kormorane festgestellt (Blew et al. 2008; Krijgsveld et al. 2011; Skov et al. 2012), wenngleich auch von „Panikreaktionen“ beim Einfliegen in einen Windpark berichtet wird (Petersen et al. 2006).

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. Im Analogieschluss wird dies auch für die **Gryllteiste**, von der keine Beobachtungen aus dem Bereich von Offshore-Windparks bekannt sind, angenommen.

Zwergmöwe: Weniger fliegende Zwergmöwen innerhalb oder im Randbereich als außerhalb des Windparks wurden bei den Offshore-Windparks „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.

Die Bereitschaft, in einen Windpark einzufliegen bzw. das Ausmaß der Vermeidung, stellt keine Konstante dar, sondern kann bei den verschiedenen Seevogelarten unter anderem 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 Ostsee (inklusive NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“) auf dem Zug überquerenden Vogelarten (zusammenfassende Darstellung zum Beispiel bei (Klafs & Stübs 1987; Dierschke & Helbig 2008).

Barrierewirkung durch Schiffsverkehr

Seevögel, die eine Scheu vor Schiffen zeigen (vor allem durch visuelle Störung, vergleiche Kapitel 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 (Kube & Skov 1996; Schwemmer et al. 2011). Passierende Schiffe verursachen auf diese Weise „vogelfreie“ Korridore. Je nach Vogelart können die gestörten Bereiche nach unterschiedlicher Dauer wieder aufgesucht werden. Bei Vögeln, die sich überwiegend schwimmend fortbewegen, dauert dies nicht nur länger, sondern kann auch dazu führen, dass wegen des vergleichsweise hohen Energieaufwandes der Kontakt zu einem benachbarten Teil des Rastgebiet vorübergehend verloren geht und der Lebensraum dadurch zerschnitten wird. Dies gilt bei einigen Arten insbesondere für die Zeit der mauserbedingten Flugunfähigkeit.

Eider-, Eis-, Trauer- und Samtente, Mittelsäger: Stark von Schiffen befahrene Gebiete werden von Eisenten deutlich gemieden (Kube & Skov 1996), auch Trauer- und Samtenten verlassen gestörte Bereiche vorübergehend. Für Eis- und Samtenten nennen (Bellebaum et al. 2006a) 1,2–1,4 km breite Korridore, die nach einer Schiffspassage frei von diesen Vögeln sind. Während die gestörten Bereiche von Eisenten innerhalb von zwei Stunden wieder aufgesucht werden, kehren verscheuchte Trauer- und Samtenten auch nach drei Stunden erst zu Anteilen von 13 % bzw. 66 % wieder zurück (Schwemmer et al. 2011). Eine Barrierewirkung tritt in Bezug auf Schiffsverkehr besonders dann ein, wenn Trauer- und Samtenten während der sommerlichen Schwingenmauser für 2–3 Wochen flugunfähig sind. Für Mittelsäger ist aufgrund starker Fluchtreaktionen mit ähnlichen Effekten durch Schiffe zu rechnen. Demgegenüber ist die Barrierewirkung bei der Eiderente geringer, weil weniger Vögel vor Schiffen flüchten und verlassene Bereiche bereits nach einer Stunde wieder besetzt sind (Schwemmer et al. 2011).

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher: Aufgrund der Schiffen gegenüber gezeigten Scheu (Kapitel 5.4.8) ist für diese Lappentaucherarten von der Möglichkeit einer Barrierewirkung durch Schiffsverkehr auszugehen.

Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher: In Rastgebieten dieser Arten hinterlassen Schiffe etwa 2 km breite „seetaucherfreie“ Korridore (Bellebaum et al. 2006a). Untersuchungen aus dem Verkehrstrennungsgebiet vor der niedersächsischen Küste deuten an, dass stark von Schiffen befahrene Bereiche von Seetauchern gemieden werden

(Schwemmer et al. 2011), so dass der marine Lebensraum für diese Vögel fragmentiert wird.

Kormoran: Wegen der relativ gering ausgeprägten Fluchtreaktionen vor Schiffen ist keine Barrierewirkung durch den Schiffsverkehr anzunehmen.

Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste: Aufgrund der gegenüber Schiffen gezeigten Fluchtreaktionen (Kapitel 5.4.8) ist für Alkenvögel von einer Barrierewirkung durch Schiffsverkehr auszugehen. Besonders ausgeprägt ist dieser Effekt vermutlich während der sommerlichen Schwingenmauser, wenn die Vögel zeitweise flugunfähig sind.

Zwerg-, Lach-, Sturm-, Mantel-, Silber- und Herings: Bei Möwen ist keine Barrierewirkung durch den Schiffsverkehr festzustellen, da sie keine Scheu vor Schiffen zeigen (Kapitel 5.4.8) und bei ihrer im Flug stattfindenden Nahrungssuche durch starken Schiffsverkehr betroffene Bereiche ohnehin leicht überbrücken können.

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) und Schiffe. Die Kollisionswahrscheinlichkeit für Vögel hängt dabei artspezifisch von den Sinnesleistungen und von der Manövrierbarkeit ab, das heißt, von den Fähigkeiten, Hindernisse zu entdecken und ihnen auszuweichen. Eine hohe Kollisionsgefahr besteht vor allem nachts an beleuchteten Objekten, weil das Licht eine Attraktionswirkung ausüben kann (zum Beispiel Bourne (1979); Ballasus et al. (2009)) und gleichzeitig durch Blendung die Wahrnehmbarkeit von unbeleuchteten Objektteilen wie Spannseilen oder Masten herabsetzt. Dies gilt für alle oben genannten 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. Wie viele Kollisionen es je Seevogelart gibt, hängt aber auch von deren Häufigkeit im Windpark, von den Meidereaktionen der Vögel vor dem Windpark (macro-avoidance), innerhalb des Windparks (meso-avoidance) und unmittelbar vor den Windenergieanlagen selbst (micro-avoidance), von der Aktivität der Windenergieanlagen und vom Wetter ab (Petersen et al. 2006; Vanermen & Stienen 2009; Poot et al. 2011; Skov et al. 2012; Cook et al. 2014; King 2019).

Kollisionen an Objekten auf dem Meer sind meistens letal und stellen damit eine zusätzliche anthropogene Mortalität dar, die bei den hier betrachteten Schutzgütern aufgrund ihrer Populationsbiologie (hohes Lebensalter, später Eintritt der Geschlechtsreife, geringe natürliche Mortalität, geringe jährliche Reproduktionsrate) 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. Es ist zu beachten, dass die Erfassung von Kollisionen an Offshore-Windenergieanlagen eine große technische Herausforderung darstellt (Collier et al. 2012) und dass bislang erst sieben derartige Kollisionen nachgewiesen werden konnten: je eine Eiderente und Dreizehenmöwe sowie fünf unbestimmte Möwen (King 2019).

Eider-, Eis-, Trauer- und Samtente, Mittelsäger: Aufgrund der nur partiellen Meidung von Offshore-Windparks kommt es dazu, dass Eider-, Eis-, Trauer- und Samtenten beim Fliegen in die Nähe von Windenergieanlagen gelangen. Nur ein kleiner Teil der Vögel (nach Cook et al. (2012) 1 % der Trauerenten bzw. nach Bradbury et al. (2014) 3 % oder weniger bei allen vier Arten) 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) Modellierungen zufolge ist bei Eiderenten auf dem Wegzug mit 44 Kollisionen im dänischen Windpark „Nysted“ zu rechnen (Petersen et al. 2006), für die schwedischen Windparks „Yttre Stengrund“ und „Utgrunden“ wurden entsprechend zehn bzw. vier Kollisionen veranschlagt (Pettersson 2005) – jeweils in Bezug auf mehrere hunderttausend durchziehende Individuen. Für Eis- und Samtente liegen keine derartigen Schätzungen vor. Es ist davon auszugehen, dass das Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen bei diesen Meeresenten im Allgemeinen gering ist, situationsbedingt aber deutlich höher sein kann. Ähnliche Verhältnisse werden in Ermangelung von Daten auch für den Mittelsäger angenommen (Bradbury et al. (2014) gehen von 5 % der Flüge in mehr als 20 m Höhe aus).

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher: Bradbury et al. (2014) schätzen, dass Ohrentaucher und Haubentaucher zu 2 % in Rotorhöhe (20-250 m) fliegen, ähnliches ist auch für Rothalstaucher anzunehmen. Da Offshore-Windparks nicht vollständig gemieden werden (Kapitel 5.4.5), besteht grundsätzlich eine Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen, vor allem bei nächtlichem Zug, bei dem die Flughöhe nicht bekannt ist.

Stern- und Prachttaucher: 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 (Sterntaucher 2,0 %, Prachttaucher 0,1 %, Bradbury et al. (2014) nennen für alle Seetaucherarten 5 %). 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, nämlich 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). Eine sehr ähnliche Empfindlichkeit ist auch für den **Gelbschnabeltaucher** anzunehmen.

Kormorane fliegen Windenergieanlagen auf dem Meer gezielt zum Zwecke der Rast an (Kapitel 5.4.5) und kommen dadurch zwangsläufig in die Nähe des Rotorbereichs. Da es

sich zudem um große Vögel mit relativ geringer Manövtierfähigkeit handelt, ist für sie trotz ansonsten niedriger Flughöhe (Bradbury et al. (2014) nennen nur für 8 % der Flüge Flughöhen von 20-150 m) von einem hohen Kollisionsrisiko 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. Im Analogieschluss wird dies auch für die **Grylleiste** angenommen, für die Furness et al. (2013) von einem Anteil von 1 % der Flüge in Rotorhöhe ausgehen.

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, Bradbury et al. (2014) aber 15 %. Beim Offshore-Windpark „Thorntonbank" wird pro Jahr mit 2,7 Kollisionen gerechnet (Vanermen & Stienen 2009). Eine zumindest geringe Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen ist damit gegeben.

Lach- und 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. Bei der Lachmöwe ist dieser Anteil mit 7,9 % geringer, demgegenüber gehen Bradbury et al. (2014) von 20 % der Flüge in Rotorhöhe aus. Da beide Arten aber nicht besonders häufig in den Meeresgebieten mit Windparks vorkommen, ist die Anzahl hochgerechneter Kollisionsopfer vergleichsweise niedrig. Sie beträgt für Sturmmöwen 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 „Horns Rev 2" pro Winterhalbjahr (November bis April) 4–18 bzw. 2–10 Kollisionen prognostiziert (Skov et al. 2012). Hohe Schlagopferzahlen insbesondere von Lachmöwen an terrestrischen (oft küstennahen) Windenergieanlagen weisen auf das allgemein hohe Kollisionsrisiko für diese Arten hin (Bernotat & Dierschke 2016).

Großmöwen (darunter **Mantel-, Silber- und 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 %; Bradbury et al. (2014) nennen für Großmöwen 30-35 %). Sehr hoch sind die modellierten Anzahlen von Kollisionen, die beim Windpark „Thorntonbank" für Silber-, Mantel- und Heringsmöwe 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). Da in der Ostsee wesentlich weniger OWP errichtet werden, sind Populationsgefährdungen durch erhöhte Mortalität infolge von Kollisionen nicht zu erwarten. Eine geringe Erhöhung der Mortalität durch Kollisionen ist aber auch für die Ostsee nicht auszuschließen. Mit den Nordsee-Studien vergleichbare Prognosen sind bisher nicht erstellt worden. Die Einschätzung des hohen Kollisionsrisikos wird unterstrichen durch den Befund, dass die Silbermöwe die am häufigsten als Schlagopfer unter terrestrischen Windenergieanlagen gefunden wird (Bernotat & Dierschke (2016); Mantel- und Heringsmöwe treten in den entsprechenden Lebensräumen nicht so häufig auf).

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, insbesondere Möwen (vergleiche Garthe & Hüppop (1996), doch können nächtliche Flüge auch bei allen anderen Arten auftreten, insbesondere auf dem Zug. Eine 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 in der Nordsee waren Nicht-Singvögel, zu denen alle Seevögel gehören, allerdings nur mit 0,2 % vertreten (es handelte sich dabei 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 Ostsee gehören, von der Beleuchtung der Windenergieanlagen angezogen werden, mit diesen kollidieren und dadurch verenden (vergleiche Hüppop et al. (2016)).

5.4.8 Visuelle Störungen

Visuelle Störungen haben 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 (siehe Kapitel 5.4.3 Dauerschall in der Luft) oder Lichtemissionen auf, deren Störwirkungen sich in der Regel nicht trennen lassen, die aber zusammen 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; die artspezifischen Auswirkungen (u.a. von OWP) sind in Kapitel 5.4.6 beschrieben.

Auf dem Wasser rastende bzw. nah über oder unter der Wasseroberfläche Nahrung suchende Vögeln reagieren auf sich nähernde Schiffe, indem sie je nach Vogelart und Truppgröße in ganz unterschiedlichen Entfernungen entweder auffliegen oder abtauchen. Dadurch können Vögel aus wichtigen Habitaten (zum Beispiel günstigen Nahrungsgebieten) verdrängt werden. Die Fluchtreaktionen (inklusive kurzem Ausweichen) bewirken aber auch einen erhöhten Energieverbrauch. Bei Nahrung suchenden Vögeln führen sie gleichzeitig zu geringerer Energieaufnahme. Bereits bei Verhaltensänderungen (erhöhte Wachsamkeit) kommt es zu einer geringeren Energieaufnahme. Dies gilt ebenso für Störungen in Ruhephasen, darüber hinaus kann das Balzverhalten bzw. die Paarbindung gestört werden. 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 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 & C. 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 und so weiter. Die Präsenz dieser Bauwerke verhindert gegebenenfalls von vornherein, dass sich empfindliche Vögel ihnen annähern, so dass zum Beispiel der Lebensraum im und um den Windpark gemieden wird und somit nicht zur Verfügung steht. Bei Ortswechseln führen meidende Arten Ausweichflüge (Umwege) durch. Folgen visueller Störungen können der Verlust (oftmals zuvor genutzter) günstiger Nahrungsgebiete und zeitlicher Mehraufwand hinsichtlich der Nahrungssuche sein – beides bewirkt eine geringere Energieaufnahme. Außerdem verursachen Ausweichflüge einen erhöhten Energieverbrauch. Die artspezifischen Empfindlichkeiten gegenüber unbeweglichen Objekten werden in Kapitel 5.4.5 (Lebensraum-/Biotopveränderung, Lebensraum-/Biotopverlust) und Kapitel 5.4.6 (Barrierewirkung) behandelt.

Gegenüber Schiffen und Luftfahrzeugen zeigen die Seevogelarten, die Schutzgüter in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Ostsee 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 (zum Beispiel Rojek et al. (2007)).

Eiderente: Unter den Meeresenten ist die Eiderente die am wenigsten gegenüber Schiffen störanfällige Art. Mit im Mittel 277 m haben sie eine relativ geringe Fluchtdistanz, und weniger als die Hälfte der Vögel zeigt überhaupt eine Fluchtreaktion durch Auffliegen (Fliessbach et al. 2019). Nach Schwemmer et al. (2011) beträgt die mittlere Fluchtdistanz nur 208 m.

Eisente: Vor fahrenden Schiffen flüchten Eisenten fast immer durch Auffliegen, nur 5 % der Trupps bzw. 19 % der Individuen blieben in zwei Untersuchungen sitzen (Schwemmer et al. 2011; Fliessbach et al. 2019). Der Median der Fluchtdistanz liegt bei 293 m (Schwemmer et al. 2011) bzw. < 200 m (Bellebaum et al. 2006a), in der umfangreichsten Untersuchung betrug der Mittelwert 389 m (Fliessbach et al. 2019). In einzelnen Fällen kann die Fluchtdistanz bis über 2 km betragen (Schwemmer et al. 2011). Größere Gruppen fliegen weiter vor Schiffen auf als kleinere Trupps (Schwemmer et al. 2011). In der Pommerschen Bucht werden Bereiche mit starkem Schiffsverkehr gemieden (Kube & Skov 1996). Auch gegenüber tief fliegenden Flugzeugen zeigen Eisenten Fluchtreaktionen, doch ist dies Verhalten weniger stark ausgeprägt als bei Trauerenten (Garthe et al. 2004a).

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; Fliessbach et al. 2019). Trauerenten sind deshalb generell sehr empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch den Schiffsverkehr, was sowohl für große Handelsschiffe als auch für Fischereifahrzeuge und Freizeitschiffe (Segelboote und Motorboote) 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. 2004a). 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 Schwingenmauser für 2–3 Wochen flugunfähig sind und keine Ortswechsel im Flug vornehmen können.

Samtenten zeigen gegenüber Schiffen und tief fliegenden Flugzeugen starke Fluchtreaktionen durch Auffliegen (Garthe et al. 2004b; Bellebaum et al. 2006a; Fliessbach et al. 2019). Als Median der Fluchtdistanz vor Schiffen wurden 404 m (Schwemmer et al. 2011) bzw. 400 m (Bellebaum et al. 2006a) ermittelt, ferner wurde ein Mittelwert von 474 m festgestellt (Fliessbach et al. 2019). Dabei ist die Fluchtdistanz mit der Truppgröße korreliert, das bedeutet, dass größere Trupps eher auffliegen (Schwemmer et al. 2011).

Mittelsäger: In der Studie von Fliessbach et al. (2019) flogen 86 % der beobachteten Mittelsäger vor einem herannahenden Schiff auf. Die Fluchtdistanz war mit im Mittel 1.178 m recht groß und variierte von 120 m bis 2000 m.

Hauben-, Rothals- und Ohrentaucher: Vor sich nähernden Schiffen flogen 46 % der beobachteten Rothalstaucher auf, weitere 24 % tauchten ab. Die gemessenen Fluchtdistanzen rangierten dabei zwischen 80 m und 600 m (im Mittel 221 m, Fliessbach et al. (2019)). In derselben Studie flüchteten Ohrentaucher zu 75 % durch Auffliegen und 5 % durch Abtauchen, bei Fluchtdistanzen von 30 m bis 1100 m (im Mittel 343 m, Fliessbach et al. (2019)). Haubentaucher flogen zu 46 % ab, 7 % zeigten Fluchttauchen, im Mittel in einer Entfernung von 50 bis 900 m (im Mittel 308 m) zum Schiff. Gegenüber niedrig fliegenden Flugzeugen zeigen Rothals- und Ohrentaucher kaum Reaktionen (Garthe et al. 2004a).

Stern- und Prachttaucher: Gegenüber fahrenden Schiffen zeigen 95 % der Sterntaucher einer Fluchtreaktion, 92 % fliegen auf, 3 % tauchen ab. Bei Prachttauchern ist der Anteil flüchtender Vögel geringer (30 % fliegen auf, 32 % tauchen ab, Fliessbach et al. (2019)). Als Fluchtdistanzen wurden für beide Seetaucherarten zusammen mittlere Entfernungen von 400 m bzw. 1.120 m beobachtet, bei Maximalwerten von 2 km bzw. 3 km (Bellebaum et al. 2006a; Percival 2009). In einer anderen Studie wurden Mittelwerte von 750 m (Sterntaucher), 721 m (Prachttaucher) und 1374 m (unbestimmte Seetaucher) festgestellt (Fliessbach et al. 2019). Beide Arten sind daher sehr empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch fahrende Schiffe, folglich beeinflusst der Schiffsverkehr die räumliche Verteilung der Seetaucher (Nehls et al. 2018b), Gebiete mit starkem Schiffsverkehr werden gemieden (Schwemmer et al. 2011). Dagegen ist die Empfindlichkeit gegenüber niedrig fliegenden Flugzeugen gering, da Seetaucher bei in 80 m Höhe stattfindenden Erfassungen vom Flugzeug aus nur relativ selten auffliegen oder abtauchen (Garthe et al. 2004a). 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). Im Analogieschluss ist anzunehmen, dass auch **Gelbschnabeltaucher** empfindlich gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe und vergleichsweise unempfindlich gegenüber Störungen durch Flugzeuge sind. Das Meideverhalten von Seetauchern gegenüber OWP wird in Kapitel 5.4.6 (Barrierewirkung) beschrieben.

Kormoran: Nach Fliessbach et al. (2019) fliegen 45 % der Kormorane vor einem Schiff auf, 3 % tauchen ab. Die Fluchtdistanz beträgt dabei 30 m bis 1.500 m (im Mittel 187 m).

Tordalk und Trottellumme: Beide Arten reagieren auf sich nähernde Schiffe häufig durch Abtauchen (65 % beim Tordalk, 17 % bei der Trottellumme), aber auch durch Auffliegen (13 % beim Tordalk, 20 % bei der Trottellumme). Als mittlere Fluchtdistanzen wurden beim Tordalk 395 m (Spanne: 30 m bis 900 m) und bei der Trottellumme 127 m (Spanne: 15 m bis 500 m) festgestellt (Fliessbach et al. 2019). Im Vergleich zu anderen Seevogelarten befinden sich die Arten damit im Mittelfeld bezüglich der Empfindlichkeit gegenüber Schiffen (Camphuysen et al. 1999; Garthe et al. 2004a; Fliessbach et al. 2019). 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. 2004a), so dass diese Form von visueller Störung auf geringe Empfindlichkeit stößt.

Gryllteiste: Fast alle Gryllteisten flüchten vor fahrenden Schiffen, 90 % durch Auffliegen und 2 % durch Abtauchen. Dabei wurden Fluchtdistanzen von 180 m bis 700 m (im Mittel 417 m) beobachtet. Gryllteisten gehören damit zu den empfindlichsten Seevogelarten hinsichtlich der Reaktion auf Schiffe (Fliessbach et al. 2019).

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 (Camphuysen et al. 1999; Fliessbach et al. 2019). Camphuysen et al. (1999) und Fliessbach et al. (2019) stufen die Art als kaum von Schiffen gestört ein.

Lach-, Sturm-, Mantel-, Silber- und Heringsmöwe sind sehr häufig bei der Nahrungssuche an Fischereifahrzeugen zu beobachten, so 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 kaum eine Empfindlichkeit festzustellen ist (höchstens 20 % der Vögel fliegen auf, mittlere Fluchtdistanzen <150 m, Fliessbach et al. (2019)), verursachen in 80 m Höhe überfliegende Flugzeuge gelegentlich Fluchtreaktionen (Garthe et al. 2004a).

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 Offshore-Windparks, aber zum Beispiel auch mit Militär und Forschung. 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 Ostsee.

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 sowohl bei der Rast wie bei der Nahrungssuche mit Füßen, Flügeln oder Hals in Abfällen wie zum Beispiel Netzresten, Sixpackhaltern oder Verpackungsschnüren verfangen, sich an ihnen verletzten 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.

Zahlreiche Seevogelarten, darunter verschiedene Möwenarten, verschlucken außerdem Abfälle wie Plastikteile oder Paraffin, wenn sie diese mit Nahrung verwechseln (zum Beispiel Franeker et al. (2011); Kühn et al. (2015)). Dabei können zum Beispiel 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 zum Beispiel Plastikmüll – diese im Meer zusätzlich anlagern. Seevögel können sich sowohl durch das Verschlucken von Abfall als auch indirekt über ihre Nahrungstiere, wie zum Beispiel Fische, die ihrerseits Abfälle verschlucken, mit Schadstoffen belasten und diese anreichern (Hartwig et al. 1985).

Eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Abfallemissionen haben **Eiderente, Eisente, Trauerente, Samtente, Mittelsäger, Haubentaucher, Rothalstaucher, Ohrentaucher, Sterntaucher, Prachttaucher, Gelbschnabeltaucher, Kormoran, Tordalk, Trottellumme** und **Gryllteiste.** 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).

Weniger empfindlich gegenüber Abfallemissionen sind **Lach-, Sturm-, Mantel-, Silber-** und **Heringsmöwe.** Da sie nicht tauchen, können sie sich nicht unter Wasser in treibenden Müllobjekten verfangen. Sie halten sich allerdings bei der Nahrungssuche häufig in der Nähe von Fischereischiffen auf, so dass sie mit dort über Bord gehenden Abfällen oder Netzresten in Kontakt kommen und sich in ihnen verstricken können (Hartwig et al. 1985; Hartwig et al. 1992). Müllobjekte können auch irrtümlich für Beutetiere gehalten werden, wobei es dann besonders bei der Behandlung der aufgegriffenen Objekte zum Verheddern kommen kann.

Eine geringe Empfindlichkeit gegenüber Abfallemissionen haben **Zwergmöwen**, die ihre Nahrung meist im Fliegen von der Wasseroberfläche aufnehmen. Dadurch kommen sie meist nur kurz mit der Oberfläche in Berührung und haben kaum Gelegenheit, mit Müll oder Netzresten in Kontakt zu geraten.

Zu Abfallemissionen kann auch die versehentliche oder absichtliche Freisetzung von Erdöl und seinen Derivaten gerechnet werden. Die Empfindlichkeit der Seevögel gegenüber Öl wird im Kapitel 5.4.10 (Schadstoffeinträge) behandelt.

5.4.10 Schadstoffeinträge

Für Seevögel relevante Schadstoffemissionen sind vor allem Freisetzungen von Erdöl und Derivaten beim Schiffsverkehr. Abgesehen von Havarien (die hier ebenso wie illegale Einleitungen nicht bewertet werden können), bei denen größere Mengen von Öl in die Meeresumwelt gelangen können, werden auch kleinere Mengen von Öl illegal freigesetzt oder gelangen unbeabsichtigt ins Meer. In der Ostsee sind die Fälle illegalen Ablassens

und die dabei freigesetzten Ölmengen seit den 1990er Jahren stark rückläufig, treten aber noch immer auf (HELCOM 2016). Die unmittelbaren Folgen für tauchende und häufig schwimmende Arten, besonders die nicht an Land gehenden Seetaucher und Alkenvögel, können schwerwiegend sein. 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 Vergiftung der Vögel führen kann.

Ausführlich dargestellt sind die Wirkungen von Öl auf Seevögel bei Reineking & Vauk (1982) und Jenssen (1994). Im Folgenden wird das generelle Verhalten der einzelnen Vogelarten dargestellt, um zu verdeutlichen, inwieweit für sie mit weiteren negativen Auswirkungen 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.

Eider-, Eis-, Trauer- und Samtenten schwimmen außerhalb der Brutzeit in Form großer, teilweise mehrere Kilometer langer Ansammlungen in ihren Rastgebieten und gehen während dessen nicht oder nur selten an Land oder auf Sandbänke. Daher haben sie ein hohes potenzielles Risiko, ihr Gefieder mit Öl zu verschmutzen. Im Fall von Ölaustritten sind dabei auch große Individuenzahlen betroffen. So wurden nach einem Tankerunfall im Kattegat nicht weniger als 7.200 verölte Samtenten gezählt (Joensen & Hansen 1977). Unter den von 1992–2000 an der deutschen Ostseeküste tot gefundenen Eisenten waren zwischen 3 % (Travemünde bis Arkona) und 20 % (Schleswig-Holstein) der Individuen verölt, bei Eiderenten 3 % (Schleswig-Holstein) bis 29 % (Arkona bis Ahlbeck), bei Trauerenten 13 % (Travemünde bis Arkona) bis 50 % (Schleswig-Holstein) sowie bei Samtenten 0 % (Schleswig-Holstein) bis 50 % (Arkona bis Ahlbeck) (Bellebaum & Schulz 2006). In Litauen betrug die Verölungsrate bei Strandfunden 40 % bei Samtenten und 33 % bei Eisenten (Žydelis et al. 2006). In der zentralen Ostsee wird anhand von Beobachtungen verölter Individuen bzw. der Verölungsrate von Stellnetzopfern damit gerechnet, dass jährlich zehntausende Eisenten durch Gefiederverölung ihr Leben verlieren (Larsson & Tydén 2005).

Mittelsäger, Lappentaucher (Hauben-, Rothals-, Ohrentaucher), Seetaucher (Stern-, Pracht-, Gelbschnabeltaucher), Kormoran und **Alken (Trottellumme, Tordalk, Gryllteiste)** 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, und Lappentaucher. Strandfunde an der deutschen Ostseeküste wiesen von 1992–2000 Verölungsraten von 33–50 % (Seetaucher) und 0–50 % (Lappentaucher, Kormoran) auf (Bellebaum &

Schulz 2006). Aus Litauen wurden Verölungsraten von 14 % (Seetaucher), 70 % (Alkenvögel) und 47 % (Haubentaucher, als Lappentaucher verwandt mit Rothals- und Ohrentaucher) berichtet (Žydelis et al. 2006).

Lach-, Sturm-, Mantel-, Silber- und **Heringsmöwen** halten sich bei der Suche nach Nahrung häufig in unmittelbarer Nähe von Schiffen auf und sind in der Ostsee häufig hinter Fischereifahrzeugen anzutreffen (Garthe & Scherp 2003; Mendel et al. 2008). Durch ihre Nähe zu Schiffen könnten sie bei auslaufendem Öl gefährdet sein, wenn sie sich dort zur Rast auf der Meeresoberfläche niederlassen. 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. Unter Strandfunden in Litauen wiesen alle drei Arten recht ähnliche Verölungsraten auf (Sturmmöwe 29 %, Mantelmöwe 23 %, Silbermöwe 23 %; Žydelis et al. (2006)).

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.

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 Vermehrungsstrategie 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 Bedingungen nur langsam wieder umkehren.

5.4.11 Trübungsfahnen

Trübungsfahnen können durch die Aufwirbelung von feinen Sedimentteilen im Zusammenspiel mit der Meeresströmung durch Bohr- und Baggerarbeiten (zum Beispiel bei der Förderung von Erdöl und Gas, bei der Verlegung von Rohrleitungen und Kabeln, bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung und bei 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 **Mittelsäger, Lappentaucher**, **Seetaucher, Kormoran** und **Alkenvögel**. Zwar werden zumindest Stern- und Prachttaucher 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 (zum Beispiel Westerberg et al. (1996)). **Eider-, Eis-, Trauer- und Samtenten** tauchen zwar bis zum Grund, suchen dort aber taktil (mit dem Schnabel) nach Muscheln und sind von trübem Wasser daher nicht beeinträchtigt. **Möwen** 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 zum Beispiel regelmäßig in großer Zahl im trüben Wasser nahe dem oder im Wattenmeer Nahrung suchen. 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 unter anderem piscivoren Vögeln als Nahrung dienen. Seevögel, die fischereilich genutzte Fischarten und Größenklassen nutzen, sind vor allem Stern-. Pracht- und Gelbschnabeltaucher sowie Kormoran, denn zumindest für den Sterntaucher ist der Hering im Frühjahr ein wichtiger Beutefisch (Guse et al. 2009). Vom Heringsfang sind indirekt auch Eisenten betroffen, da sie sich im Frühjahr auch von Heringslaich ernähren (Leipe 1985; Barthelmes 2016).

Falls zum Beispiel untermaßige Fische als Beifang wieder über Bord gegeben werden, stehen sie denjenigen Seevögeln, die gezielt Fischereifahrzeuge aufsuchen, als Nahrung zur Verfügung – unter den Schutzgütern der NSG in der deutschen AWZ der Ostsee sind dies **Sturmmöwe, Mantelmöwe und Silbermöwe** (Garthe & Scherp 2003).

Dies trifft allerdings nicht zu, wenn die gefangenen Fische zum Beispiel im Rahmen der „Gammelfischerei“ (Industriefischerei) 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 (zum Beispiel 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 vermindertem Bruterfolg und rückläufigen Beständen (Cury et al. 2011). Aus der Nordsee ist bekannt, dass die Populationen von **Tordalken und Trottellummen** stark **negativ auf** fischereibedingten Nahrungsmangel reagieren (Wanless et al. 2005; Mendel et al. 2008). Auch weitere Arten, die überwiegend selbst erbeuteten Fisch fressen (**Mittelsäger, Haubentaucher**, **Rothalstaucher, Ohrentaucher, Sterntaucher, Prachttaucher, Kormoran),** dürften betroffen sein. Aufgrund der Größe der jeweils gefangenen Fische sind für Seevögel in erster Linie die grundberührende Fischerei und die pelagische Schleppnetzfischerei relevant, weniger die Stellnetzfischerei und der Einsatz von Reusen und Fallen.

5.5 Vogelzug

Der Vogelzug ist nur gegenüber einem kleinen Teil der in Kapitel 4 beschriebenen Wirkfaktoren empfindlich. Da unter dem Begriff „Vogelzug“ hier nur die fliegende Wanderung selbst, nicht aber das in Kapitel 5.4 behandelte Rastvorkommen während der Zugperioden verstanden wird, sind nur Wirkfaktoren relevant, die in den Luftraum hineinwirken. Für fliegende Vögel sind folglich nur die Wirkfaktoren Barrierewirkung und Kollisionen von Bedeutung. Die bereits in den Kapiteln 5.4.6 und 5.4.7 beschriebene Wirkweise soll hier nicht wiederholt werden. Stattdessen werden lediglich einige über in Rastgebieten fliegende Seevögel hinausgehende Charakteristika des Vogelzugs in Bezug auf Barrierewirkung und Kollisionen erläutert. Zu beachten ist, dass der Vogelzug hier mit etwa 200 regelmäßig über die deutsche Ostsee hinweg ziehenden Arten ein sehr viel größeres Artenspektrum betrifft als die in Kapitel 5.4 erörterten Rastvögel.

5.5.1 Barrierewirkung

Sicht- und Radarbeobachtungen an verschiedenen Offshore-Windparks haben gezeigt, dass ein variierender Anteil der auf Windparks zufliegenden Zugvögel Ausweichreaktionen zeigen (Übersicht bei Hüppop et al. (2019)). Das Ausweichverhalten wird unter anderem von der Tageszeit (Tag- oder Nachtzug), vom Wetter und von der Konstellation des Windparks (Ausrichtung im Vergleich zur Zugrichtung, Abstand zwischen den Windenergieanlagen) beeinflusst. Teilweise weichen ziehende Vögel nur kleinräumig einzelnen Windenergieanlagen aus, obwohl sie den Windpark selbst durchfliegen, es kommt jedoch auch zum Umfliegen ganzer Windparks. Letzteres bedeutet, dass von Windparks eine Barrierewirkung ausgehen kann.

Ausweichreaktionen gegenüber Windparks können bereits im Abstand von mehreren Kilometern beginnen. Basstölpel beginnen 3-6 km vor Erreichen eines Windparks, ihre Flugrichtung zu ändern (Hill et al. 2014), bei Gänsen und Meeresenten beträgt diese Distanz mindestens 1-2 km (Desholm & Kahlert 2005; Pettersson 2005; Petersen et al. 2006; Krijgsveld et al. 2011). Durch das Ausweichen kann es zu räumlichen Verlagerungen des Zugweges kommen. Beispielsweise verschob sich der Zug verschiedener Wasservögel durch den schwedischen Kalmarsund nach Errichtung eines kleinen, aus nur einer Reihe von Windturbinen bestehenden Windparks um 2 km (Pettersson 2005). Für Eiderenten wurde bei einem dänischen Windpark ermittelt, dass die Ausweichreaktionen zu einer Verlängerung des Zugweges um 500 m führen. Dies ist angesichts der gesamten Zugstrecke von 1400 km energetisch zwar eher marginal, doch sind beim Antreffen mehrerer Windparks entlang der Zugstrecke kumulative Effekte zu beachten (Masden et al. 2009).

Eine Barrierewirkung geht auch von Brücken über Meerengen aus, die von ziehenden Vögeln durchquert werden. Beobachtungen an verschiedenen Brücken an der Ostseeküste (Öland, Farø, Großer Belt, Fehmarnsund) ergaben bei verschiedenen Wasservögeln Distanzen zu Brücken von 100-200 m (Höckerschwan) bis 1,4-1,7 km (Eiderente), bei

denen die Flugrichtung geändert wird. Eine Änderung der Flughöhe beginnt oft schon viel früher, teilweise mehr als 4 km vor Erreichen einer Brücke (FEMERN A/S 2013b).

5.5.2 Kollisionen

Die Gefahr von Kollisionen von Vögeln an maritimen Bauwerken und Schiffen ist in Kapitel 5.4.7 ausführlich erläutert worden. Das Kollisionsrisiko hängt von verschiedenen Faktoren ab, die ziehende Vögel in die unmittelbare Nähe eines Objektes leiten können. Dazu gehören Tageszeit, Wetter und Flughöhe sowie bestimmte Kombinationen dieser Faktoren. Als besonders riskant gelten Situationen, in denen schlechte Sichtverhältnisse bei Nacht dafür sorgen, dass ziehende Vögel von künstlichen Lichtquellen angezogen werden (Ballasus et al. 2009). Da orientierungslose Vögel dann mitunter stundenlang um diese Objekte herumfliegen, kann es leicht zu Kollisionen mit unbeleuchteten Teilen kommen (Bourne 1979; Müller 1981). Analysen tot auf Forschungsplattformen gefundener Zugvögel weisen darauf hin, dass zwar ein breites Artenspektrum von Kollisionen betroffen ist, besonders häufig aber Drosseln und Stare verunglücken (Hüppop et al. 2016). Durch Kollsionen erhöht sich die Mortalitätsrate von Zugvogelarten, was insbesondere bei kumulativer Betrachtung (verschiedene Typen von Bauwerken, verschiedene Standorte) Auswirkungen auf das Populationswachstum haben kann (Bellebaum et al. 2010b).

5.6 Meeressäugetiere

Meeressäugetiere sind nicht gegenüber allen in Kapitel 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 auch einen größeren Wirkradius haben, werden visuelle Störungen unter Wasser 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 (Kapitel 5.6.1 und 5.6.2) auf die Tiere.

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 wohl keine Bedeutung haben. Bezüglich der Wirkung 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.

5.6.1 Impulsschall unter Wasser

Unterwasser-Schallemissionen von Impulsschall stammen typischerweise von Detonationen (Kapitel 4.4.1 und 4.4.2), Impulsrammen (Kapitel 4.3.2), seismischen Druckluftpulsern (Kapitel 4.2.7) sowie impulshaften tief- (< ca. 1 kHz), mittel- (< ca. 10 kHz) oder hochfrequenten (> ca. 10 kHz) Sonaren (Kapitel 4.4.2 und 0). Zu letzteren zählen auch verschiedene hydroakustische Messgeräte wie Echolote, Fächerecholote, Fischereilote oder akustische Strömungsmesser.

Die Schallsituation in der Ostsee ist bedingt durch ihre besondere Hydrographie sehr komplex. Während im Sommer Schallkanäle in stark geschichteten Gewässern präsent sein können, durch die sich Schall in Abhängigkeit von der Frequenz weiter ausbreiten kann, ist im Winter in durchmischtem Wasser die Schallausbreitung weniger variabel (Sigray et al. 2015; Klusek & Lisimenka 2016). In stark durchströmten Bereichen wie dem Fehmarnbelt ist das Auftreten von Schallkanälen unwahrscheinlich. In anderen Bereichen ist ihr Auftreten und der an den Sprungschichten gebeugte Frequenzbereich sehr variabel und nicht vorhersagbar.

Die Empfindlichkeit von Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben gegenüber Impulsschall ist unter anderem abhängig vom Schalldruckpegel, Signalanstieg, Impulsdauer, -anzahl und -wiederholfrequenz, Frequenzspektrum und Hintergrundschall. Die Schwere der Auswirkungen nimmt generell mit der Entfernung von der Schallquelle ab, da Pegel und Steilheit des Signals ebenfalls abnehmen.

Verletzungen durch Impulsschall

Schwere oder gar tödliche Verletzungen zum Beispiel an Gehörorganen, Lunge oder Darm können durch Schockwellen von Explosionen noch in beträchtlicher Entfernung (bei einer Minenexplosion mit 300 kg Sprengstoff zwei bis fünf Kilometer) auftreten (Thiele & Stepputat 1998; Koschinski 2011; von Benda-Beckmann et al. 2015). Auf geringe Entfernungen können auch andere sehr laute Impulsschallquellen nicht auditive Verletzungen bei Meeressäugetieren hervorrufen, die von Gehörschäden (siehe unten)

abgegrenzt werden. So wurden zum Beispiel mit Seismik assoziierte schwere Verletzungen an einem Schlankdelfin dokumentiert (Gray & Van Waerebeek 2011).

Lauter impulshafter Schall aus seismischen Druckluftpulsern oder von Impulsrammungen kann bei Schweinswalen, Kegelrobben und Seehunden zu temporärer oder dauerhafter Gehörschwellenverschiebung („temporary threshold shift“ - TTS oder „permanent threshold shift“ - PTS) führen (Gordon et al. 2003; Lucke et al. 2009).

Temporäre 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). In einem Einzelfall sind mit Seismik assoziierte schwere Verletzungen an einem Schlankdelfin dokumentiert (Gray & Van Waerebeek 2011). Die kumulative Wirkung multipler Schallimpulse kann eine Hörschwellenverschiebung noch verstärken (Southall et al. 2007; Erbe & King 2009; NOAA 2016b). Um dies zu berücksichtigen, wurde im Schallschutzkonzept für die Nordsee (BMU 2013) ein Grenzwert unterhalb des TTS-Eintritts für einen einzelnen Impuls bei 160 dB SEL in einer Entfernung von 750 m festgelegt.

Für Robben gibt es anders als für Schweinswale derzeit in Deutschland keinen Grenzwert zur Vermeidung von Hörschäden/Verletzung (TTS). 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)[155] 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 oben genannte 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 gleich bleibt (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.

[155] Zum Hörvermögen von Kegelrobben unter Wasser gibt es bislang keine Untersuchungen.

Verletzungen und Todesfälle können auch auf indirektem Wege über durch Schall ausgelöste stark ausgeprägte Verhaltensänderungen auftreten, wobei Impulsschall als (Mit-)Ursache im Einzelfall schwer zu diagnostizieren sein kann. So ließ sich bei einer untypischen Massenstrandung von Schweinswalen (85 Tiere innerhalb einer Woche an einem ca. 100 km langen Küstenabschnitt) an der dänischen Westküste ein Zusammenhang mit einem großen NATO-Manöver mit 85 Schiffen nicht ausschließen (Wright et al. 2013). Bei diesem Manöver kamen eine Vielzahl von militärischen Sonaren im Hoch-, Mittel- und Tieffrequenzbereich zum Einsatz. Insbesondere militärische Mittelfrequenzsonare sind dafür bekannt, dass sie bei Schnabelwalen und einigen anderen Arten panische Fluchtreaktionen hervorrufen und in Folge untypische Massenstrandungen auslösen (ICES 2005). Viele der tot am Strand angespülten Schweinswale wiesen zwar Anzeichen von Beifang auf, aber es ließen sich keine ungewöhnlichen Vorkommnisse in der Fischerei identifizieren. Da die Anzahl wesentlich über der normalerweise als Beifangverdacht tot angespülten Tiere lag, legt die zeitliche Korrelation mit dem Manöver nahe, dass Schweinswale vor den Schallimmissionen der Sonare geflüchtet und dabei in Stellnetze geschwommen sein könnten. Auch ein durch den Sonareinsatz vermindertes Hörvermögen, das die rechtzeitige Wahrnehmung von Netzen verhindert haben könnte, wäre eine plausible Erklärung.

Störungen durch Impulsschall

Als zwei verschiedene Formen der Störung durch Impulsschall werden im Folgenden Verhaltensreaktionen und Maskierung getrennt betrachtet.

Lauter Impulsschall führt zu ausgeprägten **Verhaltensreaktionen** bei Robben (zum Beispiel 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 (vergleiche 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 (zum Beispiel erhöhte Aufmerksamkeit, Stressreaktion) können sich auf die Fitness auswirken (Richardson et al. 1995; Müller et al. 2013), sind aber bei Meeressäugetieren nur schwer nachweisbar. Bei der Beurteilung von Störungen durch Impulsschall für den Schweinswal wird in Anlehnung an das Schallschutzkonzept für die Nordsee (BMU 2013) davon ausgegangen, dass es bei Einhalten des 160 dB-Grenzwertes (SEL) in 750 m Entfernung zur Rammstelle bis in 8 km Entfernung von der Schallquelle zu Störungen kommen wird. Dies entspräche einem Schallereignispegel von 140 dB re 1µPa² s (SEL), der als Relevanzschwelle gilt. Die Besonderheiten der Ostsee (kanalartig verengtes Meeresgewässer mit nur geringem Anteil der AWZ, in Teilen stark geschichteter Wasserkörper, kleines Verbreitungsgebiet von Schweinswalen mit ausgeprägten Wanderungen in West-Ost-Richtung) sowie die mit der Schichtung verbundenen Besonderheiten in der Schallausbreitung (starke zeitliche und räumliche Variabilität der Ausbil-

dung von Schallkanälen) müssen bezüglich der Beurteilung von Störungen andere Maßstäbe angesetzt werden als im Schallschutzkonzept (BMU 2013), das nur für die Nordsee entwickelt wurde. Zu berücksichtigen ist dabei weiterhin, dass in der deutschen Ostsee zwei Schweinswalpopulationen vorkommen. Beide sind in einem schlechteren Erhaltungszustand als die Nordseepopulation (BfN 2019). Darüber hinaus besteht die Population der zentralen Ostsee aus nur noch etwa 500 Individuen und ist vom Aussterben bedroht. Damit ist das Risiko einer Auswirkung auf die Population schon bei einer starken Störung oder Verletzung nur weniger Individuen gegeben. Ein Individuenverlust durch anthropogene Aktivitäten würde somit das Aussterberisiko vergrößern (ASCOBANS 2016). Die Vermeidung einer erheblichen Störungen von Schweinswalen im Sinne des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG erfordert, dass Lärmschutzwerte eingehalten werden und eine Koordinierung von Rammaktivitäten vorgenommen wird, so dass zusammen mit anderen lärmintensiven Arbeiten wie zum Beispiel Rammungen in anderen Windparks oder Baggerungen keine Lärmbarrieren entstehen (Kapitel 5.6.8).

Die Erheblichkeit von Störungen wird kumulativ über den gestörten relativen Flächenanteil der AWZ oder eines Schutzgebietes beurteilt. Ein einzelner Impuls (zum Beispiel bei einer Explosion) bewirkt 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 großräumigen Vertreibungseffekten führen können (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. 2013b; Dähne et al. 2013; Pehlke et al. 2013), so dass über die gesamte Rammzeit Vertreibungseffekte auftreten. Geringerschwellige Verhaltensänderungen als Fluchtverhalten werden von manchen Autoren vereinfachend als nur geringe Störungen interpretiert. Sie können jedoch trotzdem mit energetischen Kosten und einem Verlust von Gelegenheiten zum Beutefang oder Stress verbunden sein. 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 (Kapitel 3.6.1.1), haben diese 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[156] hängen vom Pegel und der Expositionsdauer ab (Review in: Heinis et al. 2015): Diese erfolgt bei Schweinswalen am Rand der Reaktionszone bereits nach wenigen Stunden und kann sich aber in der Nähe der Rammstelle um mehrere Tage verzögern. In der verwendeten Modellierung erwies sich dieser Parameter als besonders sensitiv in Bezug auf die möglichen Populationsauswirkungen. Fluchtverhalten gegenüber Rammschall wurde in einem Verhaltensexperiment bei Tieren in menschlicher Obhut

[156] Die Erholungszeit wird definiert als die nach der Schallexposition verstrichene Zeit bis zur Erfassung von Klicklauten (mithilfe akustischer Klickdetektoren, C-PODs) in einer Intensität, die der vor der Schallexposition gefundenen entspricht.

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 bis 144 dB (SEL), ab denen ein ausgeprägtes Fluchtverhalten nachweisbar war (BMU 2013).

Für Robben wiesen Russell et al. (2016) ein signifikantes Meideverhalten noch in 25 km Entfernung zu mithilfe von Impulsrammungen durchgeführten OWP-Gründungsarbeiten nach. Die Erholungszeit nach den Rammarbeiten (Rückkehr zur ursprünglichen Verteilung von Seehunden) 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 oder Stress verbunden sein. 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 der Bundesregierung (BMU 2013) sich am Schweinswal orientiert und mit 140 dB (SEL) geringer ist als die oben genannte Reaktionsschwelle, profitieren auch Robben davon. Verhaltensänderungen bei Seehunden gegenüber experimentellen Sonar-Signalen (50 ms frequenzmodulierte Signale um 25 kHz) sind bereits ab einem durchschnittlichen (ungewichteten) Empfangspegel (rms) von 125 dB re 1 µPa nachgewiesen. Ab 137 dB schwammen die Seehunde schneller, hielten signifikant häufiger den Kopf über Wasser und sprangen häufiger (Kastelein et al. 2015). Die Größe des Störradius und damit die beeinträchtigte Fläche lässt sich durch Schallminderungsmaßnahmen wie Blasenschleier oder andere Schallschutzsysteme, die exemplarisch auch im Schallschutzkonzept des BMU beschrieben sind, deutlich verringern (Brandt et al. 2016).

Die Ausführungen in diesem Kapitel bezogen sich bisher auf Impulsschall durch Detonationen und Rammungen. Auch Impulsschall aussendende hydroakustische Messgeräte (Kapitel 4.4.3) können bei Schweinswalen, Seehunden und Kegelrobben zu Störungen führen. Die meisten dieser Geräte haben ein im Vergleich zu Rammschall oder Druckluftpulsern 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) und Verhaltensänderungen auslösen.

Unter **Maskierung** versteht man die Überdeckung biologisch wichtiger Signale wie etwa Kommunikations- oder Echoortungslaute von Schweinswalen oder tieffrequente Kommunikationslaute von Robben durch Schall in einem ähnlichen Frequenzbereich.

Maskierungsphänomene spielen bei impulshaften Schallquellen anders als beim Dauerschall (siehe auch Kapitel 5.6.2) bei Schweinswalen vermutlich eine eher untergeordnete Rolle, da die gepulsten stereotypen Echoortungslaute in deutlich höheren Frequenzen liegen als die meisten impulshaften Schallquellen.[157] Auch bei Robben spielen sie im Vergleich zu Dauerschall (siehe auch Kapitel 5.6.2) vermutlich eine geringere Rolle, da im Intervall zwischen den Impulsen kontinuierliche Signale (zum Beispiel 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 auftritt, 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 Druckluftpulser in Entfernungen vieler Kilometer.

Daneben kann Impulsschall bei Meeressäugetieren Stress auslösen. Wiederholte und länger andauernde Belastungen führen zu chronischem Stress. Insbesondere kann chronischer Stress mit langfristigen Auswirkungen auf Wachstum, Verhalten, Fruchtbarkeit, Immunsystem und Mortalität verbunden sein und somit Auswirkungen auf die individuelle Fitness oder die Population haben (Bejder & Samuels 2003; Wright et al. 2007; Rolland et al. 2012; Aguilar de Soto & Kight 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 (die nächstgelegenen Ruheplätze) betroffen und nicht die gesamte Population oder Managementeinheit. Anders herum können Robben länger andauernden impulshaften Schallereignissen nicht „beliebig“ ausweichen (Heinis et al. 2015). Die Kumulation mit anderen weit entfernt gelegenen Vorhaben ist für einzelne Kolonien von geringerer Bedeutung.

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 von der Schallquelle unterschritten werden muss. Der Grenzwert gilt ausdrücklich für Rammarbeiten an OWP in der deutschen AWZ der Nordsee, ist aber aus biologischer Sicht auch auf andere Meeresgebiete übertragbar. Eine kumulative Wirkung multipler Schallimpulse ist bei diesem Grenzwert pauschal durch die Verringerung des experimentell ermittelten TTS-Wertes (siehe oben) um ca. 4 dB berücksichtigt worden. Da der Grenzwert aus experi-

[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.

mentell an einem Druckluftpulser erhobenen Befunden abgeleitet wurde (Lucke et al. 2009), 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 (siehe oben) ein Wert von ca. 140 dB (SEL) ableiten (BMU 2013; Heinis et al. 2015). Dieser Wert orientiert sich am durch Schallimpulse ausgelösten Fluchtverhalten der Tiere, berücksichtigt weniger auffällige Verhaltensänderungen, Stress oder Maskierung jedoch nicht.

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 (Kapitel 6.6.5 und 6.13.4) für Seehunde und Kegelrobben – stark vereinfachend – derselbe Schwellenwert angenommen wie beim Schweinswal.

5.6.2 Dauerschall unter Wasser

In der Ostsee sind vor allem der Schiffsverkehr, aber auch Windenergieanlagen oder Saugbagger Quellen von Dauerschall. Die Schallsituation ist bedingt durch die Hydrographie der Ostsee sehr komplex. Während im Sommer temporär und lokal Schallkanäle in stark geschichteten Gewässern präsent sein können, durch die sich Schall weiter ausbreiten kann, ist im Winter in durchmischtem Wasser oder in Bereichen mit starker Strömung, wie zum Beispiel Belten, die Schallausbreitung geringer (Sigray et al. 2015; Klusek & Lisimenka 2016). Auch gibt es eine durch die Art des Meeresbodens oder die Wassertiefe bedingte Variabilität der Schallausbreitung. Im flachen Wasser sind keine genauen Prognosen der Schallausbreitung möglich (Hermannsen et al. 2014).

Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben sind grundsätzlich empfindlich gegenüber breitbandigem Dauerschall, der typischerweise von Schiffen (Kapitel 4.1.1 und 4.1.2), Baggern und anderen Baufahrzeugen (Kapitel 4.2.8, 4.3.1 und 4.3.2), Windenergieanlagen (Kapitel 4.3.2) oder in gepulster Form (als intermittierender Dauerschall) von Pingern (Kapitel 4.2.3), Seal Scarern oder Transpondern (Kapitel 4.3.2) stammen kann. Mögliche Auswirkungen können Hörschäden, Verhaltensänderungen und Maskierung sein.

Prinzipiell kann Dauerschall **Verletzungen/Hörschäden** bei Schweinswalen und Robben hervorrufen. Dies ist jedoch vor allem abhängig vom Empfangspegel und der Expositionsdauer. Eine temporäre Hörschwellenverschiebung (TTS) konnte bei einem Seehund ab einem 25-minütigen Dauerschalldruckpegel im 2,5 kHz Oktavband von 152 dB re 1 µPa (SPL) entsprechend einem SEL von 183 dB re 1 μPa^2s nachgewiesen werden (Kastak et al. 1999). Ob derart lange Expositionsdauern bei vergleichbaren Pegeln überhaupt auftreten, ist unklar. Auch liegen für andere Pegel oder Expositionsdauern 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 zum Beispiel im Falle von Schiffslärm von tiefen Frequenzen (< 10 kHz) dominiert werden. Darüber hinaus sind vor allem durch Kavitation besonders starke breitbandige Schallemissionen bis in den mittleren (1-10 kHz) und hohen (> 10kHz) Frequenzbereich enthalten (Wittekind 2014).

Bedingt duch Ihr Hörvermögen sind bei Schweinswalen die mittleren und hohen Frequenzanteile, die unter anderem durch Kavitation aber auch durch die durch die Drehfrequenz der Maschinen bestimmten Obertöne 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 abhängig von Schiffsgröße, Geschwindigkeit, Drehzahl, und Antriebsart (Wittekind 2014). Der Zustand der Propeller ist ebenfalls von Bedeutung. Materialabrieb und Deformation beeinflussen die Schallemissionen ungünstig.

Verschiedene Studien an Schiffen unterschiedlicher Antriebsart (durch die Drehzahl bzw. die Neigung der Propellerblätter geregelter Diesel-Direktantrieb, dieselelektrischer Antrieb), u. a. an Containerschiffen, Autotransportern, Massengutfrachtern und Kreuzfahrtschiffen, zeigen einen Zusammenhang zwischen den Schallemissionen und der Geschwindigkeit als wichtigster Parameter bei den Betriebszuständen von Schiffen (Arveson & Vendittis 2000; Kipple 2002; Kipple 2004; Kipple & Gabriele 2004; McKenna et al. 2012; McKenna et al. 2013; Port of Vancouver 2017; Putland et al. 2017). Dieser Zusammenhang von Schiffsgeschwindigkeit und Schallemissionen gilt nicht generell für alle Schiffstypen und alle Betriebszustände. Ausnahmen gelten insbesondere für Schiffe mit Verstellpropeller, die nicht in Auslegung gefahren werden (Propellersingen bei zu starker Neigung und Kavitation bei geringer Neigung (Wittekind 2014)). 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 Gebiet. Der Expositionspegel (SEL) ist ein Maß, das beide Variablen berücksichtigt. Bei einem Containerschiff ergab sich die größte Schallreduktion 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 (McKenna et al. 2013).

Starker Schiffslärm hat einen negativen Einfluss auf die Dichte von Schweinswalen (Herr 2009). Individuelle Schiffspassagen können in Abhängigkeit der Pegel, Frequenzbereiche, Geschwindigkeit und weiterer Faktoren zu Unterbrechungen des natürlichen Verhaltens führen (Wisniewska et al. 2018). Meidereaktionen oder stereotype Verhaltensänderungen wie schnelles Schwimmen an der Oberfläche („porpoising“) wurden ab Pegeln in einer

Spannbreite von 113 bis 133 dB re 1 µPa (im Mittel 123 dB,rms, M-gewichtet[158]) beobachtet (Dyndo et al. 2015). Diese Pegel entsprechen denen von Schiffsvorbeifahrten in zum Teil über 1000 m Entfernung. Die Reaktionen auf unterschiedliche Schiffe variieren sehr stark. Hohe Geschwindigkeiten bei Schiffen mit Festpropeller führen gerade in mittleren und hohen Frequenzen zu erhöhten Schallemissionen (Hermannsen et al. 2014), für die Schweinswale besonders störanfällig sind (Dyndo et al. 2015). Wisniewska et al. (2018) zeigten an mit Fahrtenschreibern und Noiseloggern ausgestatteten Schweinswalen bereits ab einer Entfernung von 7 km bzw. bei Terzbandpegeln ab 96 dB (im 16 kHz Terzband) bei Schiffspassagen ein reduziertes Jagdverhalten. Dies ist 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). Dies kann negative Auswirkungen auf die Population haben (Nabe-Nielsen et al. 2011). Gegenüber manchen langsam fahrenden oder leisen Schiffen sind Schweinswale anscheinend tolerant bzw. habituiert (Evans et al. 1994; Camphuysen & Siemensma 2011). .

Auch gegenüber Schallemissionen von Saugbaggern, Bau- und Service-Fahrzeugen, Fischereifahrzeugen oder Booten reagieren Schweinswale empfindlich (zum Beispiel Pirotta et al. 2013; Culloch et al. 2016). So liegen zum Beispiel die Quellschallpegel von Saugbaggern im Baggerbetrieb zwischen 148 und 188 dB re 1 µPa (De Jong et al. 2010; ITAP 2011; Robinson et al. 2011; WODA 2013) und damit in der Regel in dem Bereich der Quellschallpegel fahrender Schiffe (siehe oben). Beim Baggern kann es zu einer Verschiebung zu höheren Frequenzen kommen (Robinson et al. 2011), für die der Schweinswal besonders anfällig ist (Dyndo et al. 2015).

Besonders ausgeprägt sind Verhaltensreaktionen gegenüber intermittierendem Dauerschall von Vergrämungsgeräten (sogenannte 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; Brandt et al. 2013b).

Die Empfindlichkeit von Schweinswalen gegenüber Betriebsschallemissionen[159] von Offshore-Windenergieanlagen ist aufgrund der in mittleren bis hohen Frequenzen nur geringen Pegel (Betke & Matuschek 2012) vermutlich gering, wenngleich tonale Komponenten unbekannter Herkunft bis 8 kHz gemessen wurden. Die Betriebsschallemissionen sind für Schweinswale maximal wenige hundert Meter weit hörbar. Verhaltensänderungen von Schweinswalen in dieser Entfernung sind möglich (Madsen et al. 2006).

Zur Untersuchung der Auswirkungen von kontinuierlichem Schall auf Robben wurden drei Seehunde und zwei Kegelrobben auf der Lorenzenplate bei Eiderstedt sowie auf Helgo-

[158] 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 (Southall et al. 2007).

[159] Aus dem Betrieb von OWEA resultierende Unterwasserschallemissionen, die unter anderem aus der Übertragung von Strukturschwingungen des Turmes aus dem Getriebe, Generator und Umrichter resultieren. Sie haben sowohl durch die Drehzahl bestimmte tonale Komponenten als auch breitbandige Anteile (Betke & Matuschek 2011).

land mit Sendern (d-tags mit Sensoren für Position, Wassertiefe, hochaufgelöste Bewegungen und Schall) ausgestattet. Zwei im Kattegat gefangene Seehunde wurden zusätzlich mit Kameras bestückt. Die Robben waren bis zu 20,5 % der Tauchzeit hörbarem Schiffslärm ausgesetzt. Während der Schiffspassagen wurden zum Teil sehr ausgeprägte Verhaltensänderungen beobachtet. So unterbrach eine Kegelrobbe ihr Ruheverhalten, das durch regelmäßige langsame Auf- und Abbewegungen am Meeresgrund gekennzeichnet ist, indem es aus der Aufwärtsbewegung plötzlich wieder abtauchte, dann zur Oberfläche schwamm um Luft zu holen und schließlich zum Grund zu tauchen, wo es die Schiffspassage abwartete, deren Breitband-Empfangspegel ein Maximum von 113 dB re 1µPa (rms) erreichte. In einem anderen Fall unterbrach die Kegelrobbe ihr regelmäßiges Schwimmverhalten während eines Ortswechsels und verbrachte die Passage eines kleinen und schnellen Bootes reglos am Meeresboden (Mikkelsen et al. 2019).

Diffuser Hintergrundschall (aus der Aufsummierung vieler Schallquellen) muss dagegen separat betrachtet werden, da er sich anders auswirkt als Schall aus Punktquellen. Aufgrund der noch lückenhaften Informationen über artspezifische Auswirkungen mancher Dauerschallquellen müssen zum Teil die an anderen Meeressäugetieren gewonnenen Erkenntnisse oder Kenntnisse über in Bezug auf Pegel und Frequenzspektrum ähnliche Schallereignisse auf den Schweinswal, den Seehund oder die Kegelrobbe übertragen werden.

Der diffuse von tiefen Frequenzen dominierte Hintergrundschall (in der Ostsee vor allem von ca. 100 Hz bis 8 kHz, Elmer et al. (2007)) hat zwar einen natürlichen Anteil, ist aber durch die summierten Emissionen vieler anthropogener Schallquellen vor allem im Sommer erhöht (Hildebrand 2009). Dieser kann vor allem **Maskierung**sphänomene 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 tieffrequenten Dauerschall aufgrund der unterschiedlichen Frequenzbereiche vermutlich gering. Inwieweit jedoch Schweinswale neben ihrem Biosonar auch von Fischen ausgehende Schallsignale bei tieferen Frequenzen (zum Beispiel beim Hering um 4 kHz), die auch durch tieffrequenten Dauerschall maskiert werden können, zur Beutewahrnehmung nutzen, ist unbekannt. Robben sind durch ihre tieffrequenten Kommunikationslaute (vor allem in der Paarungszeit) in Bezug auf Maskierung durch Dauerschall sehr empfindlich, denn sie liegen in einem ähnlichen Frequenzbereich wie die meisten anthropogenen Dauerschallemissionen.

Daneben kann Dauerschall von Schiffen bei Meeressäugetieren **Stress** auslösen. So konnte eindrucksvoll eine signifikante Verringerung von Stresshormonen bei Bartenwalen durch eine signifikante Verringerung des Schiffsverkehrs und Reduktion des Hintergrundschallpegels um 6 dB, insbesondere bei tiefen Frequenzen unter 150 Hz als Folge des Terroranschlags vom 11. September 2001 in New York belegt werden (Rolland et al. 2012). Wiederholte und länger andauernde Belastungen führen zu chronischem Stress, der Auswirkungen auf Wachstum, Verhalten, Fruchtbarkeit, Immunsystem und Mortalität

und somit Auswirkungen auf die individuelle Fitness oder die Population haben kann (Bejder & Samuels 2003; Wright et al. 2007; Aguilar de Soto & Kight 2016).

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 bis 144 dB (rms) festgestellt (Götz & Janik 2010). Eine Schiffspassage mit einem maximalen breitbandigen Empfangspegel von 113 dB führte bei einer Kegelrobbe zum Abbruch ihres Ruheverhaltens und ausgeprägtem Meideverhalten (Mikkelsen et al. 2019). Allein aus diesen Informationen 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 (vor allem Vorhandensein von Nahrung) kann weiterhin eine schnelle Abschwächung der Verhaltensänderung 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.

Mit dem derzeitigen Wissensstand lassen sich für Störungen durch Dauerschall noch 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).

5.6.3 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 (Kapitel 4.4.1 und 4.4.2), Impulsrammen (Kapitel 4.3.2) oder seismischen Druckluftpulsern (Kapitel 4.2.7) 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 zum Teil 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[160] bzw. ein Expositionspegel von 129 dB re 20 µPa²s gemessen (Southall et al. 2007).

[160] 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.

Verhaltensänderungen gegenüber Impulsschall in der Luft können bei Robben in Form von Meideverhalten (zum Beispiel kürzere und seltenere Ruheperioden oder Flucht ins Wasser) 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 bis 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, zum Teil stärkeren Effekten (wie Reaktionen auf Unterwasserschall, Schiffsverkehr, baubedingte Auswirkungen auf Nahrungsorganismen) überlagert sein können (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 (Kapitel 5.6.1) trennen.

5.6.4 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 µPa bzw. ein Expositionspegel von 131 dB re 20 µPa²s festgestellt (Southall et al. 2007). Verhaltensänderungen, die Luftschallemissionen zugeordnet werden können, sind jedoch oft 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). Auch wurde ein ausgeprägtes Fluchtverhalten ins Wasser mit schnellem Schwimmen als Reaktion auf ein vorbeifahrendes Schiff beschrieben (Mikkelsen et al. 2019). Wenn Robben sich bereits im Wasser befinden, ist die vermutete Fluchtreaktion ein Abtauchen. Dieser Effekt lässt sich nicht vom Effekt der visuellen Störung (Kapitel 5.6.10) trennen.

5.6.5 Fang von Zielarten

Schweinswale, Kegelrobben und Seehunde sind gegenüber dem Fang von Zielarten durch die Berufsfischerei (Kapitel 4.2.1 bis 4.2.5) und die Freizeitfischerei (Kapitel 4.2.6) empfindlich, da diese Fischarten zum Beutespektrum gehören (Kapitel 3.6.1.1 bis 3.6.3.1): Schweinswale ernähren sich in der Ostsee vor allem von Hering und Dorsch (Sveegaard et al. 2012a). Die Nahrung von Kegelrobben in der südlichen Ostsee wird dominiert von Hering, Sprotte und Sandaal, aber auch Dorsche werden in nennenswertem Anteil gefressen (Lundström et al. 2010). In Nahrungsuntersuchungen an Seehunden im Limfjord und Rödsand wurden jahreszeitlich wechselnde und räumlich unterschiedliche

Beutepräferenzen gefunden. Zu den wichtigsten Arten gehören demnach Dorsch, Hering und Plattfische (Andersen et al. 2007).

Die Nahrungskonkurrenz durch die gemischte pelagische Schleppnetzfischerei auf Hering und Sprotte ist dabei besonders hervorzuheben. Insbesondere Hering und Sprotte weisen saisonal einen hohen Fettgehalt auf, der entscheidend zum Energiehaushalt der Tiere beiträgt und für deren Fitness wichtig ist (vergleiche Pedersen & Hislop 2001). Der Fettgehalt der Beutefische ist aufgrund des hohen Stoffwechsels vor allem für Schweinswale von großer Bedeutung, weil die Tiere praktisch ständig Nahrung zu sich nehmen müssen (Kapitel 3.6.1.1). Von besonderer Bedeutung ist eine fettreiche Nahrung bei tragenden oder laktierenden Weibchen oder im Herbst zum Aufbau einer ausreichenden Fettschicht. Durch die Ausstattung von Schweinswalen mit akustischen Sensoren (d-tags) wurde eine extrem hohe Beutefangrate von bis zu 550 kleinen Fischen pro Stunde gezeigt (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. Für derartige Verschiebungen in Abhängigkeit der Beuteverfügbarkeit gibt es Hinweise in der Nordsee (Reijnders 1992; Hammond et al. 2013). Im Kattegat und Skagerrak konnte der enge Zusammenhang zwischen Herings- und Schweinswalvorkommen ebenfalls gezeigt werden (Sveegaard et al. 2012b).

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. An der schottischen Ostküste konnte jedoch gezeigt werden, dass sich auch die Größenstruktur der Beuteorganismen von Seehunden in Anpassung an eine geänderte Beuteverfügbarkeit stark ändern kann (Sharples et al. 2009). Durch eine Übernutzung von Beständen verschob sich das Beutespektrum zu kleineren Individuen mit geringerem Fettgehalt, was sich auf die Fitness auswirkt.

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. mit der 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. Ab einer gewissen Entfernung nimmt durch den letzten Aspekt 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 insbesondere im Bereich der Riffstrukturen, da die einseitige Entnahme großer Individuen stark in die Populationsstruktur, Resilienz und Bestandsgröße von Fischen eingreift und somit Folgen für das gesamte Nahrungsnetz und damit auch für Meeressäugtiere wie Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe hat.

5.6.6 Fang von Nicht-Zielarten (Beifang)

Schweinswale

Schweinswale sind gegenüber dem Fang von Nicht-Zielarten (Beifang) durch die Berufsfischerei vor allem mit Stellnetzen (Kapitel 4.2.3) gefährdet. Das Beifangrisiko für Schweinswale ist in allen Arten von Stellnetzen gegeben, jedoch ist offenbar die Maschenweite zusammen mit anderen Netzparametern ein wesentlicher Faktor. Besonders problematisch sind einer dänischen Untersuchung (Vinther 1999) zufolge Netze mit Maschenöffnungen von 10 bis 27 cm, die zum Fang von Steinbutt, Seehecht und Dorsch eingesetzt werden. Auch in der Stellnetzfischerei auf Plattfische in der Ostsee werden regelmäßig Schweinswale beigefangen (Pfander et al. 2012). Durch die dreiwandige Konstruktion mit sehr großer Maschenöffnung in den äußeren Netzblättern geht von Trammelnetzen ebenfalls ein hohes Beifangrisiko aus. 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). Es werden unterschiedliche artspezifische Gründe für das hohe Beifangrisiko von Schweinswalen in Stellnetzen diskutiert. Die mangelnde Wahrnehmbarkeit von Nylonnetzen durch das Biosonar (Mooney et al. 2004), längere Pausen in der Nutzung des Biosonars (Akamatsu et al. 2007; Linnenschmidt et al. 2013) sowie ein spezielles Jagdverhalten, um Bodenfische zu erbeuten, gehören dazu. So ist beim Jagen in einer vertikalen Position kopfüber am Grund (dem sogenannten bottom grubbing) ein Grundstellnetz außerhalb ihres Sonarkegels. Weiterhin ist es möglich, dass Schweinswale von Artgenossen oder stärkeren Echos ihrer Beute abgelenkt sind, so dass sie ein Netz nicht wahrnehmen (ASCOBANS 2001).

Auch wenn unregelmäßig von Schweinswalbeifängen in der Schleppnetzfischerei berichtet wird (Lunneryd et al. 2004), geht man davon aus, dass diese im Vergleich deutlich weniger relevant für den Beifang von Schweinswalen ist als die Fischerei mit Kiemennetzen.

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 Ostsee nicht vor, da der Anteil von Observern begleiteter Fahrten auf Stellnetzkuttern nur wenige Promille beträgt[161] und sich das Monitoring stattdessen auf die Schleppnetzfischerei konzentriert (ICES 2015a; ICES 2016a).

Der Anteil von Schweinswalen mit Beifangverdacht an den gut erhaltenen Totfunden beträgt an der deutschen Ostseeküste 47 %. Bezogen auf 147 Totfunde im Jahr 2007

[161] Sowohl die EU-Verordnung 812/2004 als auch der aktuelle Entwurf zur EU-Verordnung mit technischen Maßnahmen für die Erhaltung der Fischereiressourcen und den Schutz von Meeresökosystemen sehen ein Monitoring von Walbeifängen nur für Kutter ab 15 m Läge vor. Da die Stellnetzkutter in der Ostsee fast alle kleiner sind, wird hier ein Fischereisegment beprobt, in dem allenfalls geringe Beifänge auftreten, während das Segment, in dem die meisten Beifänge von Schweinswalen auftreten, aufgrund dieser Regelung nicht beprobt werden muss.

würde sich ein Beifang von 69 Schweinswalen ergeben (Herr et al. 2009). Auf Basis von langjährig in einer Datenbank gesammelten Beifangdaten sowie Daten aus einem dänischen Projekt mit Bord-Kameras (Kindt-Larsen et al. 2016), hat ICES für ein Gebiet nordwestlich von Jütland und im Kattegat eine Beifangrate pro Seetag berechnet (ICES 2015a; ICES 2016a; ICES 2017a). Hochgerechnet auf den bekannten Fischereiaufwand mit Stellnetzen in der Ostsee ergibt sich eine Schätzung für den jährlichen Beifang von 165 bis 263 Tieren (ICES 2016a). Dies ist bislang die einzige auf Basis eines regulären Beifangmonitorings erhobene Beifangschätzung. Die Berechnungsmethode über den Aufwand in Seetagen ist allerdings sehr unsicher, da sie nicht berücksichtigt, dass Fischereifahrzeuge Kiemennetze, Verwickelnetze und Trammelnetze von wenigen hundert Metern (zum Beispiel in der Wrackfischerei, siehe unten) bis zu 21 Kilometern Länge ausbringen (Kapitel 4.2.3.1). 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 (Vinther 1999) und weder die räumliche noch die zeitliche Verteilung der Fischereien oder des Schweinswalvorkommens berücksichtigt wurde. So konnten Kindt-Larsen et al. (2016) eine positive Korrelation des Beifangrisikos mit dem Produkt aus Schweinswaldichte und Standzeit von Stellnetzen nachweisen. Die jahreszeitlich variable Verteilung der Stellnetzfischerei und das saisonal schwankende Vorkommen von Schweinswalen führen dabei zu entsprechenden Änderungen des Beifangrisikos. Ein hohes Beifangrisiko ergibt sich auch in der Stellnetzfischerei an Wracks oder Steinen (sogenannte Wrackfischerei), da Wracks aufgrund ihres großen Fischvorkommens sowohl Schweinswale anlocken als auch besonders attraktiv für Stellnetzfischer sind (Vinther 1999). Um Schweinswale von Stellnetzen fernzuhalten, sieht die EU-Verordnung 812/2004 in einigen Gebieten der Ostsee die Verwendung von Pingern in Netzen vor, die von Fahrzeugen über 12 m Länge gestellt werden. Diese unterscheiden sich im Beifangrisiko jedoch nicht von den Netzen kleinerer Kutter. Auch ist der Umsetzungsgrad der Pingerpflicht, und damit der Anteil von Netzen mit Pingern größtenteils unbekannt (Read et al. 2017). Eine Pingerpflicht gilt im ICES Untergebiet 24 (in Deutschland ist der Bereich östlich von Warnemünde davon betroffen), im Kattegat sowie in zwei kleinen Gebieten an der Südküste Schwedens. Im Kattegat sind dabei nur in der Wrackfischerei verwendete Stellnetze (August bis Oktober bis 400 m Netzlänge) sowie die Stellnetzfischerei mit Maschenöffnungen über 220 mm (zum Beispiel Steinbuttfischerei, ganzjährig) betroffen. An der Südküste Schwedens sowie im ICES Untergebiet 24 gilt eine ganzjährige Pingerpflicht für alle Stellnetze. Pinger sollen Schweinswale von Netzen vertreiben, jedoch werden sie von Fischern sehr oft nicht verwendet oder Daten über die Pingerverwendung werden nicht erhoben oder aufgezeichnet (ICES 2016a; Read et al. 2017). Einige Fischereibetriebe in Schleswig-Holstein verwenden freiwillig Pinger (Ostsee-Infocenter 2011) oder sogenannte PALs (Porpoise Alerting Devices). PALs sollen Schweinswale – anders als Pinger – nicht vertreiben, sondern lediglich zur verstärkten Echoortung anregen (Culik et al. 2015). Entsprechende Untersuchungen, wie Schweinswale tatsächlich reagieren, sind allerdings widersprüchlich, da ein verringerter Beifang zwar in der Ostsee aber nicht in der Nordsee oder in Island festgestellt wurde (ICES 2018b). Auch ist

das mögliche Auftreten eines Gewöhnungseffekts wie bei den meisten Pingern nicht untersucht. Ein Einsatz von PAL sollte daher derzeit unbedingt mit entsprechenden Monitoringprogrammen gekoppelt werden.

Aus naturschutzfachlicher Sicht stellen Pinger in Schutzgebieten kein geeignetes Instrument dar, weil sie die Schweinswale aus Gebieten, die eigentlich ihrem Schutz dienen, vertreiben und bei flächenhaftem Einsatz Störungen durch die Pingersignale die Fitness der Tiere beeinträchtigen können (Beest et al. 2017; BMEL & BMUB 2017). Auch PALs sind in Schutzgebieten ohne geeignetes Monitoring aufgrund der widersprüchlichen Forschungsergebnisse kein geeignetes Instrument.

Seehunde und Kegelrobben

Beifang von Kegelrobben tritt in der Ostsee vor allem in Bügelreusen und Ponton-Hebereusen auf. Diese werden jedoch in der deutschen AWZ der Ostsee nicht verwendet (siehe Kapitel 4.2.4.2). Aber auch in Stellnetzen mit verschiedenen Maschenöffnungen (unter anderem zum Fang von Dorsch und Plattfischen) werden signifikante Beifangzahlen registriert. Insgesamt wird für den Norden der Ostsee (Schweden, Finnland, Estland), dem Hauptverbreitungsgebiet der Kegelrobbe in der Ostsee, eine jährliche[162] Anzahl von 1240 bis 2860 Kegelrobben als Beifang in Stellnetzen oder Fischfallen (Bügelreusen oder Pontonhebereusen) angegeben, die wahrscheinlich mindestens 90 % des ostseeweiten Kegelrobbenbeifangs repräsentieren (Vanhatalo et al. 2014). Bezogen auf die ostseeweit gezählten Kegelrobben würde dies 7,7 bis 8,4 % ausmachen. Allerdings ist dies eine Überschätzung der tatsächlichen Beifangrate, da sich neben den auf Klippen und Sandbänken gezählten Tieren eine unbekannte Anzahl von Tieren im Wasser aufhält und daher bei Zählungen nicht erfasst wird (HELCOM 2017c). Es ist also davon auszugehen, dass der tatsächliche Kegelrobbenbestand höher ist. Aufgeteilt auf die Fanggerätearten liegt mit 90-prozentiger Wahrscheinlichkeit der Beifang in Fallen und Reusen zwischen 1100 und 2600 Individuen und in Kiemennetzen (nur in Süd- und Mittelschweden) zwischen 70 und 410 Tieren (Vanhatalo et al. 2014). Manche Robben, vor allem Kegelrobben, haben es in der Ostsee gelernt, Fisch aus Stellnetzen zu fressen (Hemmingsson et al. 2008). Einerseits kann dies das Beifangrisiko erhöhen, weil die Tiere von Netzen angelockt werden, andererseits ist den Robben bei diesem Verhalten die Anwesenheit des Netzes bewusst. Als ein möglicher Grund für die zunehmenden Konflikte der Küstenfischerei mit Kegelrobben wird die Überfischung pelagischer Bestände von Hering und Sprotte diskutiert (HELCOM 2019). Für Deutschland sind keine Beifangzahlen bekannt.

Lundström et al. (2010) untersuchten Kegelrobbenbeifänge aus Salmoniden-[163], Dorsch-, Plattfisch- und Herings-Stellnetzen, Salmonidenfallen, Aalreusen und Heringsschleppnetzen. Auch verloren gegangene Schleppnetze, die an Steinen oder Wracks aufgespannt sind, verursachen Beifänge von Robben. Weiterhhin werden in der pelagischen Schlepp-

[162] Das Bezugsjahr der Studie ist 2012.
[163] Lachs, Meerforelle oder Maränen

netzfischerei in der Irischen und Keltischen See sowie im Nordatlantik regelmäßig Kegelrobben und Seehunde beigefangen. Aus der pelagischen Heringsfischerei in der Keltischen See werden sehr hohe Beifangraten (eine Kegelrobbe auf etwa zwanzig Hols) berichtet (Morizur et al. 1999). Auch aus der US-amerikanischen Grundschleppnetzfischerei sind regelmäßige Beifänge von Robben bekannt, wobei in verschiedenen Fischereien an der Ostküste etwa 2,5 bis 11,6 mal so viele Kegelrobben wie Seehunde gefangen werden (Lyssikatos 2015). Ob sich die Kegelrobben gezielt in der Nähe der Kutter aufhalten oder lediglich dieselben Bestände nutzen, ist unbekannt. Über Beifänge von Kegelrobben und Seehunden in der pelagischen oder Grundschleppnetzfischerei der Ostsee gibt es jedoch keine genauen Angaben. In der schwedischen Schleppnetzfischerei scheint der Beifang gegenüber anderen Fangmethoden eine nur untergeordnete Bedeutung zu haben (Vanhatalo et al. 2014).

5.6.7 Physische Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust

Habitatansprüche von Schweinswalen bzw. aquatische Habitatansprüche von Robben zeichnen sich vor allem durch eine qualitativ und quantitativ ausreichende Verfügbarkeit von Nahrungsfischen aus (Kapitel 3.6.1.1 bis 3.6.3.1). Ihr Vorkommen ist insbesondere mit dem Auftreten von Fronten und Auftriebsgebieten mit hoher biologischer Produktion assoziiert (Sveegaard et al. 2012b). Fronten sind oft mit ausgeprägten Salzgehaltsgradienten, starken Strömungen und einem starken Meeresbodenrelief assoziiert. Der Meeresboden ist durch die Jagdweise sowohl an der Oberfläche, in der Wassersäule als auch am Meeresboden (ASCOBANS 2001; 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 (zum Beispiel auf Dorsch und Plattfische) Teil des Habitats, wenn auch ebenfalls nur indirekt über die Räuber-Beute-Beziehung.

Anthropogene Nutzungen können dazu führen, dass Habitate 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** (siehe Kapitel 5.6.1 und 5.6.2) führen zur Habitatverschlechterung oder zum Habitatverlust, wenn betroffene Bereiche von bestimmten Arten weniger oder im Extremfall überhaupt nicht mehr genutzt werden. Der **Verlust von Nahrungsressourcen** (zum Beispiel durch Überfischung, siehe Kapitel 5.6.5) resultiert ebenfalls in einer Habitatverschlechterung. Diese beiden Wirkfaktoren werden gesondert betrachtet.

Mechanisch verursachte Lebensraum-/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 zum Beispiel durch Bagger (Kapitel 4.2.8 und 4.3.3) oder grundberührende Fanggeräte (Kapitel 4.2.1) wie Scherbrettschleppnetze nur 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 (vergleiche Kapitel 5.2.1). Wiederholte Beschädigungen, wie sie zum Beispiel in intensiv mit Grundschleppnetzen 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 und Dorschartige eine wichtige Bedeutung für Schweinswale und Robben haben und ein Verlust fettreicher Beutefische mit negativen Konsequenzen für die Fitness der Tiere einhergeht, sind die drei Meeressäugetierarten gegenüber derartigen Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verlusten empfindlich.

5.6.8 Barrierewirkung

Durch Barrierewirkung werden Lebensräume entweder gänzlich zerschnitten oder eine großräumige Ausweichbewegung wird erforderlich, um den Austausch zwischen Meeresgebieten aufrechtzuerhalten. Zudem können Meeressäugetiere von wichtigen Habitaten (zum Beispiel günstigen Nahrungsgebieten) ferngehalten werden. Im Falle von „Central Place Foragern“ wie Robben kann sich dies besonders nachteilig auswirken, da die Tiere auf ungestörte Korridore zwischen ihren Liegeplätzen und Nahrungsgebieten angewiesen sind.

Auch jahreszeitliche Wanderungen können durch Barrierewirkung stark beeinträchtigt werden, insbesondere wenn Barrieren in Meerengen auftreten. Zu genauen Wanderrouten und -zeiten in der Ostsee liegen beim Schweinswal nur wenige Erkenntnisse vor (Kapitel 3.6.1.1). Im Bereich der deutschen AWZ konnte mithilfe akustischer Klickdetektoren eine Wanderung in Ost-West-Richtung nachgewiesen werden (Benke et al. 2014). Schweinswale der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat wandern zum Beispiel im Sommer nach Osten in die Pommersche Bucht (Aktivitätsmaximum im August) und kehren im Herbst zurück, während Tiere der Population der zentralen Ostsee die Pommersche Bucht im Winter (Aktivitätsmaximum im Februar) nutzen. Auch in der Kadetrinne konnte ein signifikanter Effekt der Jahreszeit auf die Detektionsrate mit einem Maximum im August und September gezeigt werden. Im Fehmarnbelt ist die Situation weniger deutlich, da Wanderbewegungen durch die ganzjährige Präsenz von Schweinswalen und damit verbundene hohe Detektionsraten überdeckt sein können.

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 physische Barrieren wirken können, kommen in der deutschen AWZ der Ostsee nicht vor. Zu

möglichen Verursachern akustischer Barrieren gehören großräumig oder kumulativ wirkende lärmintensive Aktivitäten.

Akustische Barrieren lassen sich mangels systematischer Untersuchungen nur schwer prognostizieren. Indirekt lässt sich aus dem in der Nordsee beobachteten großräumigen Meideverhalten lärmintensiver Aktivitäten in manchen Gebieten schließen, dass derartige Barrieren das Erreichen dieser Gebiete oder jenseits der Barriere liegender Bereiche zumindest erschweren können, insbesondere dann, wenn zusätzliche natürliche Barrieren an Meerengen vorkommen. Laute Schallimpulse zum Beispiel von Impulsrammen oder seismischen Druckluftpulsern werden in einem Entfernungsbereich bis 20 Kilometer oder mehr gemieden (Kapitel 5.6.1), 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 (Kapitel 3.6.1.1) und die Tatsache, dass die Nahrung nicht gleichmäßig verteilt ist, macht Schweinswale gegenüber Barrieren besonders empfindlich. Eine aus den genannten Empfindlichkeiten und Verhaltensänderung resultierende Barrierewirkung ist derzeit jedoch weder zu belegen noch auszuschließen. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

Auch zu Robben sind keine systematischen Untersuchungen bezüglich dieses Wirkfaktors bekannt. Die starke Meidung lauter Schallimpulse auch durch Robben in einem Entfernungsbereich vieler Kilometer (Kapitel 5.6.1) lässt aber ebenfalls eine Empfindlichkeit vermuten, die im Extremfall zu einer akustischen Barrierewirkung führen kann.

5.6.9 Kollisionen

Schweinswale

Schweinswale sind für Kollisionen mit schnell fahrenden Schiffen oder Booten (Kapitel 4.1.1, 4.1.2, 4.3.2 und 4.4.1) 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 (Laist et al. 2001).

Es sind zwar nur wenige Kollisionen von Schweinswalen mit Schiffen nachgewiesen, allerdings liegen – abgesehen von Einzelnachweisen (zum Beispiel Stede 1994; Sabin et al. 2005; Camphuysen & Siemensma 2011) – keine systematischen diesbezüglichen Studien vor. Bei Untersuchungen der Todesursache gestrandeter Wale wird oft ein „akutes physisches Trauma unbekannter Ursache“ diagnostiziert (Sabin et al. 2005), so dass eine entsprechende Dunkelziffer bei Kollisionen besteht. Ijsseldijk et al. (2016) diagnostizierten „stumpfes Trauma“ mit Schädelbruch bzw. mit 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. Robben können durch Schiffsschrauben oder stumpfen Schlag verletzt oder getötet werden. Oft lassen sich bei Totfunden Verletzungen nicht zweifelsfrei einer Kollision als Ursache zuordnen. Osinga et al. (2012) gibt bei 5 % der Totfunde von Kegelrobben (3 % bei Seehunden) unbekannte Verletzungen („Trauma“) als Ursache an. Dazu gehören unter anderem Knochenbrüche, Blutergüsse, Organrisse. Ein Teil davon kann von Kollisionen stammen. Auch sind Propellerwunden bei Robben dokumentiert (Moore et al. 2013).

5.6.10 Visuelle Störungen (nur Robben)

Visuelle Störungen gehen von der Präsenz und Bewegung von Schiffen (Kapitel 4.1.1 und 4.1.2) und in geringen Höhen fliegenden Flugzeugen oder Helikoptern (Kapitel 4.1.3) sowie dem Vorhandensein von (sich bewegenden) Vertikalstrukturen wie OWEA (Kapitel 4.3.2) 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 (Kapitel 5.6.1 bis 5.6.4) trennen. Die Auswirkungen auf Robben sind vermutlich abhängig von der Größe und Geschwindigkeit des visuellen Reizes, Anzahl der Lichtquellen, ihrer Intensität, gegebenenfalls Blinkfrequenz und Wellenlänge.

Visuelle Störungen über Wasser bewirken Fluchtreaktionen bei Seevögeln. Ob sich dies 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 1.500 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 (Kapitel 5.6.4) durch das Fluggerät trennen.

5.6.11 Abfalleinträge

Abfälle im Meer stammen aus Quellen auf See (vor allem aus der Schifffahrt, Kapitel 4.1.1, und der Fischerei, Kapitel 4.2.1 bis 4.2.5) oder vom Festland (vor allem aus dem Tourismus oder durch den Transport durch Flüsse) (HELCOM 2009b; HELCOM 2018f). Die am Strand gefundenen Müllmengen sind in der Ostsee geringer als in der Nordsee. Wenngleich das MARPOL-Übereinkommen die Abfallentsorgung auf See in der Ostsee untersagt, zeigen Studien einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Schifffahrt und

Abfällen im Meer. Da sich legale und illegale Anteile des Abfallaufkommens im Meer nicht trennen lassen, wird dieser Wirkfaktor als Begleiterscheinung der Schifffahrt und der Fischerei betrachtet.

Eine generelle Empfindlichkeit von Schweinswalen und Robben ist vor allem gegenüber großen treibenden Abfallteilen nachgewiesen, die sie verschlucken oder in denen sie sich verstricken können (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.

Von 1.622 in deutschen Gewässern der Nord- und Ostsee frisch tot aufgefunden Meeressäugetieren (548 Schweinswalen, 951 Seehunden und 123 Kegelrobben), deren Verdauungstrakt auf Abfälle hin untersucht wurde, hatten 0,7 % der Schweinswale, 1,1 % der Seehunde und 2,4 % der Kegelrobben Abfälle verschluckt (Unger et al. 2017). Darüber hinaus war in einigen Fällen der Darm perforiert, ohne dass ein Verursacher dafür identifiziert wurde. 0,2 % aller äußerlich untersuchter Kadaver (14 von 6.587) hatten sich in Abfallteilen verfangen (Schweinswale: 0,1 %, Seehunde: 0,3 %, Kegelrobben: 1,2 %). Bei den Robben waren überwiegend Jungtiere betroffen, während bei Schweinswalen keine Altersklasse hervorstach. 65 % der gefundenen Abfallteile stammten aus der Berufs- oder Hobbyfischerei (Netzreste, Leinen, Angelhaken). Die Belastung war bei den Funden aus der Ostsee höher als bei den Nordseetieren (verschluckte Abfälle: Nordsee 0,8 %, Ostsee 1,8 %; Verfangen: Nordsee 0,2 %, Ostsee 0,3 %). Die Quote von Kegelrobben, die sich in einer britischen Kolonie zwischen 2004 und 2008 in Abfallteilen verfangen hat, war mit 3,6 bis 5 % sehr hoch. Von den 58 untersuchten Fällen wurden 64 % mit schweren Verletzungen eingestuft (Allen et al. 2012). In den Niederlanden wurde sogar in 11 % von 107 untersuchten Mägen von Seehunden Plastikteile entdeckt. Einen Rückschluss auf die Auswirkungen in verschiedenen Meeresgebieten lässt dies aufgrund uneinheitlicher Erfassungsmethoden nicht zu.

Mikroplastik wurde im Niedersächsischen Wattenmeer in 100 % von 19 untersuchten Stuhlproben von Seehunden und Kegelrobben im Milligramm- oder Grammbereich gefunden. Insgesamt kann abgeleitet werden, dass Abfallemissionen tatsächlich ein ernstzunehmendes Problem für Meeressäugetiere, insbesondere für Kegelrobben, darstellen. Zwar sind die Quoten der untersuchten Tiere aus deutschen Gewässern vergleichsweise gering und negative Auswirkungen auf Populationsebene sind in den meisten Fällen unwahrscheinlich, aber die Konsequenzen für Individuen wie Abmagerung, Entzündungen, Darmperforation oder Strangulierung können dramatisch sein (Unger et al. 2017). Bei der vom Aussterben bedrohten Schweinswalpopulation der zentralen Ostsee kann der Verlust jedes einzelnen Tieres sich auf Populationsebene auswirken (ASCOBANS 2016).

Verloren gegangene oder versenkte Reste von Schleppnetzen und Stellnetzen („Geisternetze“) sind ebenfalls problematisch (HELCOM 2018f). 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 Veränderun-

gen bezüglich der Wahrnehmbarkeit (zum Beispiel durch Bewuchs), der effektiven Maschenweite (zum Beispiel durch Verdrehen oder Verknäulen), Verdriftung oder auch Anlockung (durch gefangenen Fisch, der als Köder wirkt) zu wandeln. An Wracks oder Steinen werden Netze oft dauerhaft aufgespannt und sind für Meeressäugetiere 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 Stellnetzfischerei 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“, Reste von Tauen, die an Grundschleppnetzen als Verschleißschutz um den Netzbeutel (Steert) herum angebracht sind, sind eine Begleiterscheinung der Schleppnetzfischerei, die stark zur Vermüllung der Meere beiträgt. Diese können von Schweinswalen und Robben verschluckt werden.

5.6.12 Schadstoffeinträge

Ein großer Teil der Schadstoffe wird über Flüsse oder die Atmosphäre in die Ostsee eingetragen (HELCOM 2018f). In Bezug auf viele der betrachteten Schadstoffe ist die Ostsee in keinem guten Umweltzustand, auch wenn einige Stoffe wie Blei einen Rückläufigen Trend in der Meeresumwelt aufweisen. 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 (Appel et al. 2018; HELCOM 2018f). 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 und so weiter) verursachen. Die Einleitung von belastetem Scrubber-Waschwasser ist eine gängige und legale Praxis. Bei Havarien können darüber hinaus sehr große Mengen von Schadstoffen (zum Beispiel 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 (zum Beispiel lipophile organische Substanzen, Schwermetalle).

Ölverschmutzungen können bei Robben das Fell verkleben sowie bei Schweinswalen und Robben akute Haut- und Augenschäden hervorrufen. 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. Neben akuten Lungenschäden durch Öl sind bei Walen

und Delfinen chronische Lungenschäden und Auswirkungen auf das Immunsystem beschrieben (Barron 2012; Venn-Watson et al. 2015).

Schwermetalle akkumulieren sich über die Nahrungskette und können ebenfalls das Immunsystem von Schweinswalen und Robben schädigen (Kakuschke & Prange 2007). Sprengstofftypische Substanzen aus Altmunition wurden in Fischen nachgewiesen, wo sie sich nachteilig auf die Gesundheit auswirken (Deutscher Bundestag 2019). Ob sich daraus nachteilige Auswirkungen für Meeressäugetiere ergeben, ist nicht abschließend geklärt.

Schweinswale und Robben sind empfindlich gegenüber vielen der eingetragenen Schadstoffe. Bei manchen sind die Auswirkungen kaum untersucht, während zu persistenten organischen Verbindungen, Schwermetallen, einigen endokrin wirksamen Substanzen und Kohlenwasserstoffen eine Fülle von Untersuchzungen vorliegen. Mögliche Effekte von Schadstoffen auf Meeressäugetiere sind weitreichend und lang andauernd.

Verschiedene Umweltschadstoffe, wie zum Beispiel einige Weichmacher und Flammschutzmittel, Pestizide oder Arzneien sind hormonell wirksame Endokrindisruptoren. Das heißt, sie stören das Hormonsystem und wirken sich negativ auf die Fortpflanzung sowie auf das Immunsystem aus. Dies wurde bei Wirbellosen und Fischen nachgewiesen (Olsson et al. 1998; Porte et al. 2006). Insbesondere fischfressende Meeressäugetiere können durch ihre Stellung als Topprädatoren im marinen Nahrungsnetz und ihre spezielle Physiologie besonders empfindlich gegenüber endokrinen Disruptoren sein (Fossi & Marsili 2003). TBT und seine Abbauprodukte wurden in Robben gefunden. Ein immunsuppressiver Effekt wurde an Seehundzellen nachgewiesen (Frouin et al. 2008).

PCBs konnten vor allem in der Kieler Bucht und dem Arkonabecken nachgewiesen werden, wobei die Kontamination dort über den Schwellenwerten für einen guten Umweltzustand (HELCOM 2018f) liegt. PCBs sind nach wie vor in hohen Konzentrationen in Schweinswalen der Ostseepopulation nachzuweisen und können sich negativ auf das Immunsystem auswirken und deren Fruchtbarkeit beeinträchtigen (Beineke et al. 2005). Dies kann negative Auswirkungen auf die Populationen haben (Desforges et al. 2015; Jepson et al. 2016), was auch für Robben in der Ostsee gilt (Helle et al. 1976; Debier et al. 2003; Roos et al. 2012).

5.6.13 Eintrag von Neobiota

Während mögliche Folgen der Einschleppung nichtheimischer Tierarten für den Schweinswal, den Seehund oder die Kegelrobbe bislang allenfalls indirekt sind und möglicherweise die Nahrungsverfügbarkeit betreffen, können Pathogene direkte Auswirkungen haben.

5.6.14 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 Meeressäugetieren 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 Meeressäugetiere liegen nur wenige Studien vor (Review in: Fayer et al. 2004).

Nicht nur kommunale Abwässer, sondern auch Schiffsabwässer stellen einen Eintragspfad dar. Diese können unzureichend behandelt ins Meer gelangen und auf Meerestiere wirken. 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 Meeressäugetiere als Vektoren vermutet. 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 Meeressäugetieren 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 Meeressäugetiere wie Wale, Robben, Otter und Eisbären übertragen wird (Dubey 2008; Dubey et al. 2008; Jensen et al. 2010; Herder et al. 2015). Im Jahr 2014 hat bei Seehunden in der Ostsee und im Wattenmeer ein zoonotischer Keim, das Influenza A-Virus, vermutlich zum Tod einiger tausend Seehunde geführt (Bodewes et al. 2015; TSEG 2015). 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), Kapitel 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 (Kapitel 4) sowie den spezifischen Empfindlichkeiten der dort geschützten Arten, Lebensraum- und Biotoptypen (Kapitel 3) gegenüber den Wirkfaktoren dieser Nutzungen (Kapitel 5). Die Auswirkungen der aktuellen Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter werden auf einer fünfstufigen Skala (siehe unten) bewertet. Diese Werte geben (gebietsspezifisch) an, in welchem Maße die jeweilige Nutzung die einzelnen Schutzgüter negativ beeinflussen und somit Defizite oder Gefährdungen verursachen kann. Unter aktuellen Nutzungen werden Nutzungen verstanden, die zwischen 2011 und Juni 2019 ausgeübt worden sind.)

Häufig stehen keine schutzgebietsspezifischen Informationen zu den Auswirkungen der Nutzungen zur Verfügung.[164] Daher erfolgen die Analyse der Auswirkungen und die darauf aufbauende Bewertung hauptsächlich auf Grundlage von Empfindlichkeiten, die zwar gebietsunabhängig beschrieben wurden (Kapitel 5), jedoch auch Gültigkeit 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.[165]

Die Auswertung erfolgt auf der Ebene der einzelnen Schutzgebiete. Wo aufgrund ähnlicher Wirkmechanismen und Empfindlichkeiten möglich, erfolgt eine zusammenfassende Betrachtung der Schutzgüter (zum Beispiel aller LRT/Biotoptypen, aller Seevögel oder aller Meeressäugetierarten); die Bewertung erfolgt jedoch getrennt nach Schutzgütern. Die Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen erfolgt nutzungsbezogen.[166]

In die Bewertung der Auswirkungen der einzelnen Nutzungen auf die LRT fließt eine Bewertung der Auswirkungen auf lebensraumtypische Fischarten mit ein, da diese nicht

[164] Beispielsweise können die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ 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 2013) nicht zur Verfügung standen. Die lebensraum- und artspezifischen Erkenntnisse zu den möglichen Auswirkungen basieren daher auf Ergebnissen, die im Bereich anderer Offshore-Windparks gewonnen wurden.

[165] 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 zum Beispiel die Bau- und Versorgungsschiffe für OWP über ihr AIS-System erfasst und können nicht immer vom übrigen Schiffsverkehr getrennt ausgewertet werden.

[166] Die „Schifffahrt für andere Zwecke“ (außer der Berufsschifffahrt) wird daher bezüglich ihrer Auswirkungen bei der jeweiligen Nutzung erfasst.

als eigenständige Schutzgüter ausgewiesen sind und somit an anderer Stelle nicht bewertet werden. Auswirkungen auf lebensraumtypische Vogelarten im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden im Zusammenhang mit den LRT zwar beschrieben, eine Bewertung erfolgt jedoch ausschließlich im für jede Nutzung eigenständigen Kapitel zu den Seevögeln. Da die lebensraumtypischen Seevögel auch als Teil des jeweiligen LRT zu betrachten sind, erscheint eine Bewertung im Rahmen der LRT zwar sinnvoll, jedoch ist für diesen Fall derzeit keine Methodik vorhanden, durch die gleichzeitig eine Doppelbewertung der Nutzungsauswirkungen vermieden werden kann.

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; vergleiche Kapitel 4.5) und
- der potenziellen zukünftigen Änderung der Auswirkungen bei einer potenziellen (soll heißen aufgrund von Erkenntnissen konkret anzunehmenden) künftigen Änderung der Ausprägung einer Nutzung. Hier ist die Prognosesicherheit mäßig (vergleiche Kapitel 4.5).

Die aktuellen Auswirkungen der derzeitigen Nutzungen auf die einzelnen Schutzgüter werden auf einer fünfstufigen Skala[167] bewertet (Kapitel 6.1–6.16). Für die voraussichtliche Tendenz und potenzielle zukünftige Änderung der Auswirkungen der derzeitigen Nutzungen werden hingegen nur qualitative Einschätzungen vorgenommen (Kapitel 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 (Kapitel 5 in BfN (2017)). 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 Kapitel 6.18 werden die Auswirkungen möglicher weiterer externer Faktoren, die die Ist-Zustände der Schutzgüter beeinflussen können (zum Beispiel Klimawandel, Eutrophierung), analysiert. Kapitel 6.19 bietet einen Überblick über die Gesamtauswirkungen aller Nutzungen auf die Schutzgüter in den drei Meeresschutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee.

[167] 0 – keine bzw. vernachlässigbar, 1 – gering, 2 – mittel, 3 – stark, 4 – sehr stark

Die Vorgehensweise zur Bewertung der Auswirkungen der Nutzungen ist auf die Erfordernisse im Gebietsmanagement ausgerichtet, wobei ein managementbezogener Wertmaßstab angelegt wird, unter anderem 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.

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.
- Es handelt sich um eine mögliche weitere Defizit- und Gefährdungsursache (siehe Kapitel 6.18).[168]
- 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 (hierzu liegen keine Informationen vor). Da illegale Tätigkeiten (zum Beispiel Abfalleinträge durch Schiffe) dennoch vorkommen, werden die möglichen Auswirkungen aber benannt.

Quellenangaben für die Ableitung der Empfindlichkeiten enthält vor allem Kapitel 5; diese Quellen werden in Kapitel 6 nicht vollständig wiederholt; es sei hier dazu auf die Angaben in Kapitel 5 verwiesen.

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. Allein beim Bau und dem Betrieb von OWP konnten konkrete Schiffsbewegungen den Gebieten zugeordnet werden.

[168] Auswirkungen des Klimawandels, Eutrophierung oder Ferneinträge von Abfällen.

6.1.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

„Sandbänke“ und „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

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 (Kapitel 5.2.4). In kleinerem Umfang beeinträchtigen auch die vom Schiffsverkehr ausgehenden Lebensraumveränderungen (durch Ankerungen und Sogwirkung) diese Biotope und ihre Arten (Kapitel 5.2.1, 5.2.2 und 5.2.6).

NSG „Fehmarnbelt“

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 (Kapitel 4.1.1.2). Auf eine Kontamination mit Schadstoffen reagieren sowohl die für Sandbänke gefährdeten Arten *Macoma calcarea* und *Mya truncata* als auch die für KGS in der Ostsee typische Art *Ophelia limacina* empfindlich. 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 dort vorkommenden Arten – vor allem den langlebigen Arten wie *Arctica islandica* – akkumulieren. 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.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt trotz der zum Teil hohen Schiffsdichten auf den LRT „Sandbänke“ und den Biotoptyp KGS als gering (1) bewertet, da die Schadstoffeinträge gegenüber zum Beispiel örtlichen Belastungen bei Einleitern noch relativ gering sind und Ankerungen nur kleine Flächen betreffen sowie nur temporäre Beeinträchtigungen hervorrufen. Da es sich bei den KGS-Flächen größtenteils um noch nicht durch Kartierungen verifizierte Flächen handelt, ist die Einstufung der Auswirkungen nach vollständiger Kartierung und Abgrenzung dieses Biotoptyps im Gebiet zu überprüfen.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (nur „Sandbänke“)

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet Berufsschifffahrt insgesamt in nur geringem Umfang statt und konzentriert sich vor allem auf zwei Korridore außerhalb des LRT „Sandbänke“ im Bereich II (Adlergrund) und Bereich III (Oderbank). Durch die Lage der beiden Vorkommen des LRT im NSG außerhalb der beiden Korridore für Handelsschiffe hat die Berufsschifffahrt dort aktuell keine Auswirkungen (0) auf den LRT und seine charakteristischen und lebensraumtypischen Arten. Mögliche Beeinträchtigungen

lebensraumtypischer Seevogelarten (Kapitel 6.1.3), die sich außerhalb der gemeldeten LRT aufhalten, werden an dieser Stelle nicht bewertet.

„Riffe“ und „Makrophytenbestände“

NSG „Fehmarnbelt“

Im LRT „Riffe“ reagieren die größtenteils filtrierenden Makrozoobenthosarten intoleranter gegenüber den mit der Berufsschifffahrt einhergehenden Schadstoffeinträgen (Kapitel 5.2.4). Der sehr ausgeprägte Schiffsverkehr im NSG, 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 Artengefüge der Makrozoobenthosgemeinschaft der Riffe Verschiebungen bewirken können (Kapitel 5.2.8). Die stellenweise vorkommenden Makrophytenbestände sind besonders empfindlich gegenüber physischen Lebensraum-/Biotopveränderungen (Kapitel 5.2.1), wie sie kleinräumig durch Ankerungen hervorgerufen werden. Ebenso spielen zusätzliche Nährstoffeinträge durch die Schifffahrt eine Rolle. Auswirkungen der Sogwirkung von Schiffen sind ebenfalls nicht auszuschließen, dazu liegen jedoch keine Untersuchungen vor. Insgesamt werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf den LRT „Riffe“ (inklusive gegebenenfalls vorhandener Makrophytenbestände) aber als gering (1) eingeschätzt, da keine grundsätzliche Veränderung der Gemeinschaften durch die Wirkfaktoren der Berufsschifffahrt eingetreten ist.

NSG „Kadetrinne“ (nur „Riffe“)

Für das NSG „Kadetrinne“ mit seiner ebenfalls hohen Schiffsdichte gelten die Ausführungen zum NSG „Fehmarnbelt“.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Insgesamt findet Berufsschifffahrt im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ in geringerer Intensität statt. Sie konzentriert sich räumlich stark in den mittleren und nordöstlichen Bereichen des Schutzgebietes (Kapitel 4.1.1.2). In diesen Bereichen sind aber nur für den Bereich I (Rönnebank) Vorkommen des LRT „Riffe“ gemeldet (Abb. 5). Da einige der dort vorkommenden charakteristischen und lebensraumtypischen Arten (zum Beispiel Miesmuscheln, Aalmutter) sehr empfindlich gegenüber Schadstoffen reagieren, ist vermutlich schon bei bereits relativ geringen Konzentrationen von Beeinträchtigungen innerhalb der Riffgemeinschaft auszugehen. Beeinträchtigungen der Aufwuchsfauna und von Makrophytenvorkommen durch Ankerungen sind ebenfalls möglich. Insgesamt wird aber von geringen Auswirkungen (1) der Berufsschifffahrt auf den LRT „Riffe“ ausgegan-

gen, da bisher keine grundsätzliche Veränderung der Gemeinschaften durch die Wirkfaktoren der Berufsschifffahrt eingetreten ist.

6.1.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wird von der Finte als Nahrungsraum genutzt. Berufsschifffahrt findet im Gebiet in geringer Intensität statt und konzentriert sich räumlich vor allem auf das VTG „Adler Grund“ und die westlichen Bereiche des Schutzgebietes (siehe Kapitel 4.1.1.2). Auch in diesen Bereichen ist der Schiffsverkehr mit < 10 Schiffen pro km² pro Tag deutlich geringer als in den weiter westlich gelegenen NSG. Folglich stehen der mobilen Finte im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auch großflächig weniger mit Schall belastete Bereiche zur Verfügung, so dass von insgesamt vernachlässigbaren (0) Auswirkungen auf die Finte auszugehen ist.

Das an die Oder angrenzende NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ gilt als ein bedeutender mariner Teillebensraum für die Wiederansiedlung des Störs. Dabei wird die Oderbank (Bereich III) als wichtiges potenzielles marines Verbreitungs- und Nahrungsgebiet für die wieder anzusiedelnden Störe eingestuft. Beeinträchtigungen gegenüber den mit der Berufsschifffahrt verbundenen Wirkfaktoren sind durch die äußerst geringe Nutzungsintensität in diesem Gebiet für den Stör nicht zu erwarten. Folglich ist für die Art von vernachlässigbaren (0) Auswirkungen der Berufsschifffahrt auszugehen.

6.1.3 Auswirkungen auf Meeresenten

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Eis-, Trauer- und Samtenten reagieren im Allgemeinen sehr empfindlich auf fahrende Schiffe, was sich in hohen Fluchtdistanzen äußert (Bellebaum et al. 2006a; Kaiser et al. 2006b; Schwemmer et al. 2011; Fliessbach et al. 2019) und vermutlich größtenteils auf visuelle Störungen (Kapitel 5.4.8) zurückzuführen ist. Infolge dieser Störungen tritt eine Barrierewirkung (Kapitel 5.4.6) hinzu, da zumindest stärker befahrene Gewässer gemieden werden (Kube & Skov 1996). Auch gegenüber den die Schifffahrt begleitenden Wirkfaktoren zeigt die Art eine hohe Empfindlichkeit, denn Müll birgt die Gefahr des Verfangens beim Tauchen (Abfallemissionen, Kapitel 5.4.9), während freigesetztes Öl zur Kontamination des Gefieders und nachfolgend zum Tod führen kann (Schadstoffemissionen, Kapitel 5.4.10).

Während der größte Teil des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ kaum von Fracht- und Passagierschiffen befahren wird, weisen 20 % der Fläche Verkehr von 1–10 Schiffen pro Tag auf. Dies betrifft zum einen die Nordansteuerung Swinemünde, die nicht Teil der Bewertung ist, zum anderen den Bereich südlich des Adlergrunds und nördlich der Oderbank. Zwischen Adlergrund und Oderbank sind im Winter und Frühjahr zwar Eis-, Trauer- und Samtenten anzutreffen, jedoch in vergleichsweise geringen Individuendichten. Die Schwerpunkte der Vorkommen befinden sich jeweils über den Flachgründen

(Kapitel 3.4.2, 3.4.3, 3.4.4). Ob die geringen Dichten dort ebenso wie bei der Nordansteuerung (Kube & Skov 1996) durch die Berufsschifffahrt verursacht werden, ist nicht bekannt. In jedem Fall werden die dort rastenden Meeresenten von Schiffen gestört und (zumindest zeitweise) vertrieben. Die Menge freigesetzten Abfalls ist nicht bekannt. Die Freisetzung von Öl ist zwar untersagt, kann aber im Falle von Havarien dennoch eine große Rolle spielen und hohe Individuenverluste zur Folge haben, was aber nicht in die Bewertung eingeht (siehe Einleitung zu Kapitel 6). Trotz der insgesamt hohen Empfindlichkeit gegenüber den Wirkfaktoren der Berufsschifffahrt werden die Auswirkungen auf Eis-, Trauer- und Samtenten wegen des vergleichsweise kleinen gestörten Bereichs als mittel (2) eingeschätzt.

6.1.4 Auswirkungen auf Lappen- und Seetaucher

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Lappen- und Seetaucher zeigen gegenüber fahrenden Schiffen eine starke Reaktion mit teilweise hohen Fluchtdistanzen (Bellebaum et al. 2006a; Fliessbach et al. 2019). Ausschlaggebender Wirkfaktor ist wahrscheinlich die visuelle Störung (Kapitel 5.4.8). Stark befahrene Schifffahrtswege werden zumindest von Seetauchern gemieden (Schwemmer et al. 2011), so dass auch die Barrierewirkung (Kapitel 5.4.6) relevant ist. Darüber hinaus sind Lappen- und Seetaucher anfällig gegenüber der Verstrickung von unter Wasser treibendem Müll (Kapitel 5.4.9), vor allem aber gegenüber Gefiederverölung, wenn Öl unbeabsichtigt freigesetzt wird oder im Zusammenhang mit Havarien in die Meeresumwelt gelangt (Kapitel 5.4.10).

Lappen- und Seetaucher sind im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ weit verbreitet. In diesen Vorkommensgebieten ist die Schifffahrt zumeist gering ausgeprägt (< 1 Frachtschiffe und Fähren pro Tag, Kapitel 4.1.1). Der Bereich zwischen Adlergrund und Oderbank, der im NSG die intensivste Schifffahrt aufweist (die Nordansteuerung Swinemünde ist nicht Teil der Bewertung), wird dagegen kaum von den fünf hier behandelten Arten von Lappen- und Seetauchern besucht. Unklar ist, ob dies bereits eine Folge des Schiffsverkehrs ist, weil sich zumindest Seetaucher von stark befahrenen Bereichen fernhalten (Schwemmer et al. 2011). In Anbetracht der geringen räumlichen Überlappung von Schifffahrt und Tauchervorkommen ist auch die Gefahr von Verstrickungen mit Müllobjekten bzw. die Verschmutzung mit freigesetztem Öl nicht besonders groß. Die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher werden daher als gering (1) eingeschätzt.

6.1.5 Auswirkungen auf Alkenvögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Auf sich ihrem Aufenthaltsort nähernde Schiffe reagieren Tordalken und Trottellummen häufig mit Abtauchen oder Auffliegen, Gryllteisten fliegen fast immer auf (Fliessbach et al. 2019). Es ist anzunehmen, dass visuelle Störungen diese Fluchtreaktionen auslösen (Kapitel 5.4.8). Weitere Wirkfaktoren, die Alkenvögel im Zusammenhang mit der Berufs-

schifffahrt betreffen, sind Abfallemissionen (wenn sich tauchende Vögel in Müllobjekten verfangen, Kapitel 5.4.9) und Schadstoffemissionen (Öl, Kapitel 5.4.10). Als sich fast ständig im Wasser aufhaltende Vögel sind beide Arten von Havarien besonders betroffen, aber auch gegenüber kleineren Mengen ins Wasser gelangenden Öls sind sie empfindlich (Fleet et al. 2003).

Die Berufsschifffahrt konzentriert sich im NSG auf das Gebiet zwischen Adlergrund und Oderbank, in allen anderen Teilen des NSG wird sie nur in geringem Umfang ausgeübt (Kapitel 4.1.1; die Nordansteuerung Swinemünde ist nicht Teil der Bewertung). In diesem Konzentrationsgebiet der Schifffahrt kommen regelmäßig Tordalken und Gryllteisten vor (Kapitel 3.4.13 und 3.4.15), Trottellummen haben dort einen Verbreitungsschwerpunkt (Kapitel 3.4.14). Demzufolge sind sie nicht nur den visuellen Störungen durch die Schiffe, sondern auch den Gefahren von Müllverstrickung und Gefiederverölung ausgesetzt, wobei Verölungen durch Havarien nicht in die Bewertung eingehen. Die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf Alkenvögel werden angesichts der gegenüber Meeresenten weniger starken Fluchtreaktionen, aber angesichts des regelmäßigen Vorkommens im intensiv von Schiffen befahrenen Gebietsteil als mittel (2) eingestuft.

6.1.6 Auswirkungen auf Sturmmöwen

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Nähe von Schiffen wird von den in der deutschen Ostsee lebenden Sturmmöwen nicht gemieden, so dass visuelle Störungen und Barrierewirkungen für die beteiligten Arten keine Rolle spielen (Kapitel 5.4.8 und 5.4.6). Sturmmöwen können bei der Nahrungssuche vorsätzlich (bei Verwechselung mit Nahrungsobjekten) oder zufällig (zum Beispiel beim Eintauchen ins Wasser) mit Müllobjekten in Berührung kommen und sich in diesen verfangen. Zudem besteht die Gefahr der Kontamination mit Öl.

Sturmmöwen kommen im Gebiet zwischen Adlergrund und Oderbank, wo die Schifffahrt im NSG am intensivsten ist (die Nordansteuerung Swinemünde ist nicht Teil der Bewertung), in geringen Individuendichten vor. Wegen der fehlenden Störwirkungen der Schiffe und trotz der Exposition gegenüber Müll und Öl werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt für alle im NSG lebenden Sturmmöwen als vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.1.7 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** (Kapitel 5.6.2) bestimmt. Eine Rolle spielen auch die möglichen **Barrierewirkungen** (Kapitel 5.6.8) und **physischen Lebensraumveränderungen bzw. -verluste** (Kapitel 5.6.7), die vor allem das akustische Habitat von Schweinswalen betrifft. Für Robben sind daneben auch **visuelle Störungen** (Kapitel 5.6.10) zu berücksichtigen, da sie auf See auch regelmäßig aufgetaucht schwimmen und ein gutes Sehvermögen besitzen (Kapitel 3.6.2.1 und 3.6.3.1).

Darüber hinaus werden für alle drei Meeressäugetierarten die Wirkfaktoren **Abfalleinträge** (Kapitel 5.6.11) und **Schadstoffeinträge** (Kapitel 5.6.12) berücksichtigt. **Einträge von Pathogenen** (Kapitel 5.6.13) über unzureichend geklärte Schiffsabwässer spielen ebenfalls eine Rolle. **Kollisionen** (Kapitel 5.6.9) von schnell fahrenden Schiffen mit Meeressäugetieren 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) und festgelegten Schifffahrtsrouten 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 in Teilgebieten der bau- und betriebsbedingte Verkehr zu OWP zugenommen (OWP Baltic 2: Baubeginn August 2013, Betriebsbeginn August 2015, OWP „Wikinger“: Baubeginn März 2016, Betriebsbeginn Oktober 2018, „Arkona Becken Südost“: Baubeginn: August 2017, Betriebsbeginn: April 2019). Um eine Doppelbewertung zu vermeiden, wurden die Verkehre, denen eindeutig ein Bezug zur Offshore Windenergie zugeordnet werden kann, in Kapitel 6.13.4 bewertet. Aufgrund überlappender Frequenzbereiche tritt in Abhängigkeit der räumlichen Anordnung von rufenden und lauschenden Tieren sowie den Schallquellen eine Maskierung tieffrequenter Kommunikationslaute von Robben (Kapitel 3.6.2.1 und 3.6.2.2) durch Schiffslärm auf (Clark et al. 2009; Bagocius 2014). Dieser Umstand ist in Gebieten von besonderer Bedeutung, 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; van Parijs et al. 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 „Fehmarnbelt“

Das gesamte NSG ist im Raumordnungsplan als Vorranggebiet für die Schifffahrt ausgewiesen (Kapitel 4.1.1). Der Hauptanteil des Schiffsverkehrs findet im NSG „Fehmarnbelt“ auf einem ca. 4 km breiten von West nach Ost durch das gesamte NSG verlaufenden Streifen mit jährlich etwa 38.000 Schiffsbewegungen, meist von Schiffen zwischen 80 und 200 m, statt. Zwischen Puttgarden und Rödby kreuzt eine Fährlinie mit

jährlich ca. 35.000 zusätzlichen Schiffsbewegungen das NSG in Nord-Süd-Richtung. Als Folge wird ein bedeutender Flächenanteil des Gebietes (50 bis 60 %) bei ganzjährig und zu jeder Tageszeit sehr hoher Verkehrsdichte durch die Berufsschifffahrt genutzt. Ein Resultat ist, dass sich die Schallemissionen der einzelnen Schiffe zu einer kontinuierlichen Schallkulisse verschmelzen. Dadurch ist ein deutlich negativer Einfluss auf die akustische Habitatqualität und Nutzbarkeit des Habitats für Meeressäugetiere gegeben. Die negative Korrelation von Schiffsdichte und Schweinswaldichte in einem VTG in der südlichen Nordsee (Herr 2009) (Kapitel 5.6.2) belegt zwar allein noch keine akustische Barrierewirkung, jedoch zeigt sie je nach Ausprägung des Meideverhaltens von Schweinswalen gegenüber Schiffen (Wisniewska et al. 2018) – gegebenenfalls kumulativ mit weiteren schallintensiven Aktivitäten – möglicherweise das Potenzial für eine Barrierewirkung auf.

Neben dieser Grundbelastung spielt die Häufigkeit individueller Schiffspassagen vor dem Hintergrund der Besonderheiten des Gehörs und der Störempfindlichkeit von **Schweinswalen**, 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 pausenlos mit Beeinträchtigungen zu rechnen ist.

Die den Schall von Schiffen dominierenden tiefen Frequenzen haben eine sehr hohe Reichweite und sind für **Seehunde** von besonderer Bedeutung, weil diese großräumig zur Maskierung von Unterwasser-Kommunikationslauten führen können. Ob, wie bei Schweinswalen, 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. Eine besondere Relevanz ist der in diesem Bereich hohen Dauerschallbelastung während der Paarungszeit der Seehunde zuzuschreiben, da die Paarung im Wasser erfolgt und die Partnerfindung durch tieffrequente Unterwasserrufe auch im Nahrungshabitat erfolgt (Kapitel 3.6.3.1). Aufgrund der dort geringeren Distanz der Nahrungsreviere zu den Liegeplätzen auf dem Rødsand und der überwiegenden Raumnutzung südlich und südwestlich des Rødsandes (Dietz et al. 2003) könnten die Rufreviere im Fehmarnbelt östlich des NSG liegen. Aufgrund der nur geringen Anzahl besenderter Tiere und starker individueller Unterschiede ist die genaue Raumnutzung durch die Kolonie jedoch nicht ableitbar.

Weitere Auswirkungen der Schifffahrt auf **Schweinswale und Seehunde** 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 unter Einfluss des VTG auf Schweinswale und Robben aus. Die Auswirkungen von Schadstoffen erfolgen oft indirekt über die Nahrung.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt im NSG „Fehmarnbelt“ auf Schweinswale und Seehunde als sehr stark (4) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Das gesamte NSG ist im Raumordnungsplan als Vorranggebiet für die Schifffahrt ausgewiesen (Kapitel 4.1.1). Durch das Gebiet führt das VTG „South of Gedser“ und der Schifffahrtsweg „T“. Der Schiffsverkehr findet im Gebiet hauptsächlich auf einem von Südwest nach Nordost verlaufenden ca. 5,5 km breiten Streifen und damit auf der gesamten Breite des Schutzgebietes mit jährlich etwa 50.000 Schiffsbewegungen, meist von Schiffen zwischen 120 und 180 m, statt. Als Folge wird ein bedeutender Flächenanteil des Gebietes (ca. 90 %) bei ständig sehr hoher Verkehrsdichte durch die Berufsschifffahrt genutzt. Zum möglichen Potenzial für Barrierewirkungen und den weiteren Auswirkungen auf Schweinswale wie Unterbrechungen des natürlichen Verhaltens oder Auswirkungen von Einträgen von Schadstoffen, Abfällen oder Pathogenen gelten daher die gleichen Aussagen wie zum NSG „Fehmarnbelt (siehe oben).

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt im NSG „Kadetrinne“ auf Schweinswale als sehr stark (4) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Berufsschifffahrt findet nur in Teilen des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (siehe Kapitel 4.1.1) statt. Das Verkehrstrennungsgebiet „Adler Grund“ und die „Nordansteuerung Swinemünde“, die hier allerdings nicht bewertet wird, sind in der Raumplanung als Vorranggebiete für die Schifffahrt ausgewiesen. Im Jahr 2014 passierten rund 6.600 Schiffe das VTG „Adler Grund“.

Daher ist von den möglichen Auswirkungen auch nur ein Teil des Gebietes in vergleichsweise geringer bis mittlerer Schiffsverkehrsdichte betroffen. Es ist aber seit etwa 2015 durch den Bau der OWP „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ eine deutliche Zunahme des Verkehrs mit Bau- und Servicefahrzeugen insbesondere von Mukran auf Rügen zu den nordöstlich des NSG gelegenen Offshore-Windparks zu verzeichnen (Kapitel 4.1.1). Seit 2016 ist die Zunahme besonders stark. In Abhängigkeit der Verkehrsbündelung treten dort hohe Schiffsverkehrsdichten auf. Die mit dem Bau und Betrieb im Zusammenhang stehenden eindeutig zuzuordnenden Verkehrsbewegungen werden jedoch separat im Kapitel 6.13.4 bewertet.

Aus diesen Überlegungen heraus werden insgesamt die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf **Schweinswale** im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ für beide dort vorkommenden Populationen als gering (1) bewertet.

Alle Schiffe verursachen hohe Dauerschallbelastungen im tiefen Frequenzbereich, schnelle Schiffe erzeugen durch Kavitation besonders starke breitbandige Schallemissionen. Von den Dauerschallemissionen der Schifffahrt ist vor allem der tiefe Spektralanteil, der sich besonders weit ausbreitet, für **Kegelrobben** von Bedeutung, da dieser zu

Maskierung der Kommunikationslaute führen kann (Kapitel 3.6.2.1). Kegelrobben erzeugen unter Wasser tieffrequente Laute, die mit Paarung und Fortpflanzung assoziiert sein können, aber nicht ausschließlich in der Paarungszeit auftreten (Asselin et al. 1993; Bagocius 2014). Damit sich die Geschlechtspartner finden, ist die Wahrnehmung der Rufe in der Paarungszeit im Winter extrem wichtig. Allerdings gibt es bislang keine Untersuchungen, wo genau die Rufreviere der im Gebiet vorkommenden Kegelrobben liegen. Bezüglich der Auswirkungen von Abfällen, Schadstoffen und Kollisionen gilt das für den Schweinswal Dargestellte entsprechend.

Insgesamt werden die Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf **Kegelrobben** im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als gering (1) bewertet.

6.1.8 Gesamtauswirkungen der Berufsschifffahrt

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 59). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 59: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Berufsschifffahrt.
Dargestellt sind für jedes Gebiet die 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
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.
Fmb – NSG „Fehmarnbelt“, Kdr – NSG „Kadetrinne“, PBR – NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Berufsschifffahrt auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	1	/	0
	Riffe	1	1	1
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	/
	Makrophytenbestände	1	/	1
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	2
	Trauerente	/	/	2
	Samtente	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	1
	Ohrentaucher	/	/	1
	Sterntaucher	/	/	1
	Prachttaucher	/	/	1
	Gelbschnabeltaucher	/	/	1
	Tordalk	/	/	2
	Trottellumme	/	/	2
	Gryllteiste	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	4	4	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4	4	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	4	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	4		1
Gesamtauswirkungen		12 von 24	5 von 8	8 von 36

6.2 Freizeitschifffahrt

Im NSG „Kadetrinne“ findet in den Wintermonaten praktisch keine, im NSG „Fehmarnbelt“ nur sehr geringe Freizeitschifffahrt mit Motor- und Segelbooten statt. Aus den Sommermonaten liegen keine Daten vor, aber es ist anzunehmen, dass die Nutzung deutlich intensiver ist. Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet Freizeitschifffahrt nur in geringem Umfang im Sommer statt (Kapitel 4.1.2). Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind trotz der von einigen Seevogelarten gegenüber Wasserfahrzeugen gezeigten Scheu (Kapitel 5.4.8) keine nennenswerten Störungen zu erwarten. Die durch die Wirkfaktoren der Freizeitschifffahrt (siehe Tab. 58) hervorgerufenen Auswirkungen sind daher für alle Gebiete und Schutzgüter außer für Schweinswale und Robben (siehe Kapitel 6.2.1) als vernachlässigbar (0) zu bewerten.

6.2.1 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Im NSG „Fehmarnbelt“ fand im Zeitraum 2011 bis 2017 Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in den Wintermonaten in geringem Umfang im östlichen Randbereich statt. Im NSG „Kadetrinne“ fand im selben Zeitraum praktisch kein Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten statt. Allerdings ist in den Sommermonaten von einer wesentlich höheren Intensität auszugehen. In diesen beiden Gebieten werden jedoch die Auswirkungen der Freizeitschifffahrt vermutlich überwiegend durch die der sehr intensiven Berufsschifffahrt überdeckt, wenn auch bei Motorbooten im Allgemeinen höhere Drehzahlen und damit höhere Frequenzen auftreten als bei der Berufsschifffahrt und zum Teil deutlich höhere Geschwindigkeiten erreicht werden, womit auch das Kollisionsrisiko steigt. Schweinswale sind in Bezug auf mittlere und hohe Frequenzen besonders empfindlich (Kapitel 5.6.2). Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ fand im Zeitraum 2011 bis 2017 Bootsverkehr mit Motor- und Segelbooten in geringem Umfang im Sommer statt. Räumliche Schwerpunkte waren dabei Bereiche südlich des VTG „Adler Grund“ und der südöstliche Randbereich. Die durch die Wirkfaktoren der Freizeitschifffahrt hervorgerufenen Auswirkungen auf Schweinswale werden für alle Gebiete als gering (1) bewertet. Die Auswirkungen auf Seehunde im NSG „Fehmarnbelt“ und Kegelrobben im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.2.2 Gesamtauswirkungen der Freizeitschifffahrt

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Freizeitschifffahrt 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 60: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitschifffahrt.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Freizeitschifffahrt auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	0
	Riffe	0	0	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	0
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	1	1	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	1	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	0
	Seehund	0	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		0
Gesamtauswirkungen		1 von 24	1 von 8	1 von 36

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“ (Kapitel 5.4.8), Fluchtreaktionen (Auffliegen, Abtauchen) möglich sind. In Bezug auf das gesamte NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ bzw. auf die Aufenthaltsgebiete der Seevögel ist das Ausmaß solcher Störungen aber sehr gering.

Auch Robben können dadurch gestört werden (vergleiche 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 und lebensraumtypischen Arten (Benthos und Fische) und die FFH-Fischarten werden durch den im Wasser nur gedämpft und durch die starke Reflektion des Schalls an der Wasseroberfläche bei Einfallswinkeln, die > 13° von der Senkrechten abweichen (Richardson et al. 1995), nur kurzzeitig wahrnehmbaren Schall nicht beeinträchtigt.

Folglich werden die Auswirkungen des zivilen Flugverkehrs auf alle Schutzgüter 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 Kapitel 6.19. Die Auswirkungen des mit dem Bau und Betrieb von OWP verbundenen Flugverkehrs werden in Kapitel 6.13 behandelt.

6.4 Berufsfischerei: Grundberührende Fischerei

6.4.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Durch die Grundberührung von mobilen geschleppten Fanggeräten kommt es zu einer Beeinträchtigung von Sedimenten, Morphologie und Makrozoobenthos (Kapitel 5.2.1 und 5.2.3). Die Empfindlichkeit der Makrozoobenthosarten gegenüber dem Schleppgeschirr ist abhängig von verschiedenen Faktoren wie der artspezifisch unterschiedlichen Mobilität, ihrer Empfindlichkeit gegenüber physikalischen Einwirkungen, ihrer Lebensweise im oder auf dem Meeresboden (Endo- oder Epifauna) und ihrer Fähigkeit, sich wieder einzugraben, nachdem sie durch das Schleppgeschirr freigelegt worden sind (Hiddink et al. 2006; Kaiser et al. 2006a). Modellierte demographische Reaktionen von Makrozoobenthosarten zeigen, dass durch das erste und zweite Fischereiereignis der höchste absolute Verlust bei bodenlebenden Organismen verursacht wird, während darauf folgende Fischereiereignisse vergleichsweise geringe Auswirkungen mit sich bringen (Schröder et al. 2008;

Cook et al. 2013). Aus diesem Grund können selbst geringe Fischereiintensitäten relativ starke Auswirkungen auf Lebensraumtypen und Biotoptypen mit ihren charakteristischen Benthosarten haben.

Als Zielarten sind im Wesentlichen demersale Fischarten wie der Dorsch betroffen (Kapitel 5.2.16), die zu den Nahrungsfischen von Seevögeln und Meeressäugetieren gehören (Kapitel 5.6.5). Zudem sind geringe Beeinträchtigungen für die bodenlebenden lebensraumtypischen Fischarten und die lebensraumtypischen Vogelarten der LRT durch den mit dem Schiffsverkehr einhergehenden Dauerschall unter Wasser (Kapitel 5.2.6), visuelle Störungen (Kapitel 5.2.11 und 5.4.8), Abfalleinträge (Kapitel 5.2.5 und 5.4.9) und Schadstoffeinträge (Kapitel 5.2.4 und 5.4.10) zu erwarten.

„Sandbänke“

NSG „Fehmarnbelt“

Mobile grundberührende Fanggeräte haben verschiedene negative Auswirkungen auf benthische Lebensraumtypen und ihre typischen Arten in Abhängigkeit von der befischten Fläche, der Breite, dem Gewicht, der Eindringtiefe, sowie der jeweiligen Schleppgeschwindigkeit. Das wichtigste mobile Fanggerät, das im NSG „Fehmarnbelt“ zum Einsatz kommt, sind grundgeschleppte Scherbrettnetze zum Fang von Dorschen, Klieschen, Flundern und Wittlingen (Pedersen et al. 2009).

Geschädigt werden vor allem die gegenüber physischem Druck besonders empfindlich reagierenden langlebigen Arten (zum Beispiel *Astarte borealis*; Bergman & van Santbrink (2000)). Bei diesen Arten führt bereits eine einmalige jährliche Befischung mit Grundschleppnetzen zu einer deutlichen Reduzierung ihrer Population (Schröder et al. 2008).

Zielarten der grundberührenden Fischereien im Gebiet sind Dorsch, Plattfische und Hering, die vor allem im westlichen und östlichen Teil des Schutzgebietes mit Grundschleppnetzen und Waden gefangen werden (Kapitel 4.2.1.2). Daneben gibt es eine kleine dänische und deutsche Fischerei auf Sprotte, die mit kleinmaschigen Bodenschleppnetzen gefangen werden (ICES 2008). Kleine Maschenöffnungen, wie bei dieser Form der Fischerei, tragen zu relativ hohen Beifängen aus untermaßigen Jungfischen (zum Beispiel Dorsch) und benthischer Epifauna (zum Beispiel *Buccinum undatum*, *Astarte borealis*) bei.

Im NSG „Fehmarnbelt“ findet grundberührende Fischerei in mittlerem Umfang statt (Kapitel 4.2.1.2). Aufgrund der aktuell insgesamt jedoch geringen Ausprägung der Nutzung im Bereich des LRT „Sandbänke“ werden die Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ als gering (1) eingestuft.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In Bereichen der Oderbank mit Wassertiefen < 10 m und damit auch im größten Teil des dortigen Vorkommens des LRT „Sandbänke“ gibt es keine Fischereiaktivitäten mit mobilen grundberührenden Fanggeräten. Hier ist es ganzjährig verboten, mit Schleppnet-

zen, Snurrewaden und ähnlichen Netzen zu fischen (EU-Verordnung Nr. 2187/2005), um das Laich- und Aufwuchsgebiet von Steinbutt und anderen Plattfischen zu schützen. Die Oderbank ist ein Beispiel für die erkennbar positiven Auswirkungen von Ausschlussgebieten für mobile grundberührende Fanggeräte auf die dort vorkommenden benthischen Lebensgemeinschaften und demersalen Fischbestände. Die Schließung der Oderbank für aktive Fanggeräte wurde von Seiten der Fischerei unterstützt und wird sowohl von der Fischerei- als auch von der Naturschutzseite als sehr erfolgreich bewertet (Döring et al. 2005). Durch das Ausschlussgebiet ist davon auszugehen, dass auf ca. 62 % des LRT „Sandbänke“ im Komplexgebiet keine mobile grundberührende Fischerei stattfindet. In Tiefenbereichen > 10 m außerhalb des Ausschlussgebietes für aktive Fanggeräte findet eine intensive Fischerei mit grundgeschleppten Scherbrettnetzen insbesondere zum Fang von Dorschen statt (Pedersen et al. 2009). Somit werden aufgrund der heterogenen Nutzungsintensität im Komplexgebiet (und dem dadurch bestehenden Regenerationspotential) für den LRT „Sandbänke“ und seine charakteristischen und lebensraumtypischen Arten (Benthos und Fische; Vögel werden an dieser Stelle nicht bewertet) die Auswirkungen dieser Nutzung als gering (1) eingestuft.

Im LRT „Sandbänke“ im Bereich II (Adlergrund) findet grundberührende Fischerei mit grundgeschleppten Scherbrettnetzen und Zweischiffgrundschleppnetzen in geringem bis mäßigem Umfang statt (Kapitel 4.2.1.2). Aufgrund der aktuell noch insgesamt geringen Ausprägung der Nutzung und der bis dato fehlenden grundsätzlichen Veränderungen der Benthosgemeinschaften und Habitatstrukturen im LRT werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf den LRT „Sandbänke“ als noch gering (1) eingeschätzt.

„Riffe“ und „Makrophytenbestände“

NSG „Fehmarnbelt“

Bei der grundberührenden Fischerei werden in der deutschen Ostsee hauptsächlich Grundscherbrettnetze und Wadennetze eingesetzt (vergleiche Kapitel 4.2.1.2). Die stärkste Beeinträchtigung durch diese Fischereiformen besteht dabei in der Schädigung und dem Verlust von nicht regenerierbaren Riffstrukturen. Bei der Wadenfischerei kommt hinzu, dass eine vergleichsweise große Fläche befischt wird (2,6 km^2 h^{-1}, Eigaard et al. (2015)) und ein besonders hohes Risiko in der Beeinträchtigung des LRT beim Einholen der Seile zum Schließen des Netzbeutels besteht (Rijnsdorp 2015). Dabei kann es zu Beschädigung und Verlust rifftypischer Strukturen oder aufsitzender Arten kommen. Besonders das rifftypische Makrophytobenthos und aufsitzende fragilen Arten (zum Beispiel *Halichondria panicea*, *Halisarca dujardini*) werden vermutlich durch die Wadenbildung zumeist letal beschädigt. Das Fischen über den Riffen kann darüber hinaus zu einer ungezielten als auch gezielten Entnahme wichtiger Prädatoren (zum Beispiel Dorsch als Zielart bzw. Seehase, Aalmutter als Beifang) von Benthosorganismen führen, was unter Umständen zu einer Verschiebung des Artgefüges der benthischen Riffgemeinschaften führen kann. Der Dorsch ist eine charakteristische Fischart der Biozönose des LRT „Riffe“. Als einer der Top-Prädatoren übernimmt er eine wichtige Funktion im Nahrungsnetz der Ostsee. Die Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten ist

in der Lage, durch eine gezielte Entnahme von großen Mengen dieser charakteristischen Art, die räumlich-ökologisch mit Riffen assoziiert auftritt, den Erhaltungszustand zu verschlechtern.

Im NSG „Fehmarnbelt“ findet grundberührende Fischerei in mäßigem Umfang statt (Kapitel 4.2.1.2). Aufgrund der insgesamt mittleren Ausprägung der Nutzung im Gebiet werden die Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ (inklusive gegebenenfalls vorhandener Makrophytenbestände) auch aufgrund der zum Teil langfristigen Auswirkungen auf diesen LRT als stark (3) eingestuft.

NSG „Kadetrinne“ (nur „Riffe“)

Im NSG „Kadetrinne“ findet grundberührende Fischerei in sehr geringem Umfang statt (Kapitel 4.2.1.2). Zwischen den Riffbereichen des NSG „Kadetrinne“ siedeln unter anderem Bestände der Rote-Liste-Arten Islandmuschel (*Arctica islandica*) und die Abgestutzte Sandklaffmuschel (*Mya truncata*) (Rachor et al. 2013). Insbesondere die Islandmuschel ist als langlebige Art mit geringer Reproduktionsrate von den negativen Auswirkungen der Fischerei mit mobilen grundberührenden Fanggeräten betroffen (Krost (1990), siehe Kapitel 4). Generell ist davon auszugehen, dass mobile grundberührende Fanggeräte im Bereich des LRT „Riffe“ eine schädigende Wirkung auf deren diverse Epifauna sowie biogene Hartstrukturen, wie Miesmuschelbänke, ausüben (Döring et al. 2005). Die oben beschriebenen Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ sind dort dementsprechend in geringen (1) Maßen zu erwarten.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die grundberührende Fischerei findet in den Bereichen I und II mit Vorkommen des LRT „Riffe“ sehr heterogen in geringem bis z.T. starken Maße statt (Kapitel 4.2.1.2, von Dorrien 2018). Generell ist davon auszugehen, dass mobile grundberührende Fanggeräte im Bereich des LRT „Riffe“ eine schädigende Wirkung auf deren diverse Epifauna sowie auf biogene Hartstrukturen wie Miesmuschelbänke ausüben (Döring et al. 2005). Da, wie einleitend erwähnt, bereits wenige Fischereiereignisse hohe Auswirkungen auf das Zoobenthos haben können, werden dementsprechend die Auswirkungen dieser Fischereiform auf den LRT „Riffe“ (inklusive Makrophytenbestände) und seine charakteristischen und lebensraumtypischen Arten (Benthos und Fische; Vögel werden an dieser Stelle nicht bewertet) als stark (3) eingestuft.

„Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

NSG „Fehmarnbelt“

KGS-Vorkommen innerhalb des LRT „Riffe“ werden nach Kartieranleitung den Riffen zugeteilt. Zudem resultieren die starken Auswirkungen der mobilen grundberührenden Fischerei auf den LRT „Riffe“ vor allem aus der Schädigung der rifftypischen Fauna, die in KGS-Bereichen innerhalb von Riffen weniger ausgeprägt sind. Die Auswirkungen auf

diese Vorkommen werden daher nicht gesondert bewertet. Innerhalb des LRT „Sandbänke“ liegende KGS-Vorkommen werden hingegen als besondere Ausprägung der Sandbank eingestuft. Die Bewertung der Auswirkungen erfolgt daher analog zur Bewertung des LRT „Sandbänke“:

Im NSG „Fehmarnbelt“ findet grundberührende Fischerei in geringem Umfang statt (Kapitel 4.2.1.2). Aufgrund der aktuell insgesamt geringen Ausprägung der Nutzung im Gebiet werden die Auswirkungen auf den Biotoptyp KGS analog zum LRT „Sandbänke“ als gering (1) eingestuft.

6.4.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ treten Finten und Störe nur vereinzelt auf. Darüber hinaus findet grundberührende Fischerei im Gebiet nur in vergleichsweise geringem Umfang statt; im zentralen Bereich der Oderbank gibt es keine grundberührende Fischerei. Die Eintrittswahrscheinlichkeit eines durch grundberührende Fischerei induzierten Bestandsrückganges durch den Beifang von Finten und Stören ist sehr gering, die Auswirkungen sind als gering (1) einzustufen.

6.4.3 Auswirkungen auf Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Aufgrund der gegenüber Schiffen gezeigten Scheu sind auch die von Fischereifahrzeugen ausgehenden visuellen Störungen (Kapitel 5.4.8) und die damit zusammenhängende Barrierewirkung (Kapitel 5.4.6) als beeinträchtigende Faktoren für Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel 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 (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Die grundberührende Fischerei beeinflusst aber auch die Ernährung dieser Vögel, da der Lebensraum für einige Beutefische zumindest temporär geschädigt bzw. zerstört wird. 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 (Kapitel 5.4.11). Der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ spielt insbesondere bei den Meeresenten eine Rolle, da der Einsatz von Grundschleppnetzen ihr Nahrungsangebot, bestehend aus im Sediment lebenden Muscheln, negativ beeinflusst (Kapitel 5.4.4).

Die Fischerei mit Grundschleppnetzen erstreckt sich über große Teile des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“. Trotz der vergleichsweise geringen Intensität ergibt sich eine hohe räumliche Überlappung mit den Vorkommen der Meeresenten, Lappen- und Seetaucher sowie Alkenvögel. Lediglich die zentrale Oderbank, über der sich von den hier

behandelten Arten die Meeresenten und der Ohrentaucher in höherer Individuendichte aufhalten, ist von der grundberührenden Fischerei ausgenommen. In Anbetracht der Fischereiintensität, der mit der Fischerei verbundenen temporären Störungen, aber auch der länger anhaltenden Habitatdegradation werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Eis-, Trauer- und Samtente, Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher sowie Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste als mittel (2) eingestuft.

6.4.4 Auswirkungen auf Sturmmöwen

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ lebenden Sturmmöwen sind vielseitig in der Ernährung, so dass die Entnahme von kleinen Fischen (Kapitel 5.4.12) sowie die physische Lebensraumveränderung (Kapitel 5.4.5) nicht so stark auf sie einwirken. Visuell werden sie von der Präsenz der Fischereifahrzeuge nicht gestört (Kapitel 5.4.8). Zu berücksichtigen ist, dass es zu einem Kontakt mit Müllobjekten und zu Gefiederverölung kommen kann. Folglich sind Abfall- und Schadstoffemissionen (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10) grundsätzlich als potenzielle Beeinträchtigungen zu beachten. Es ist zurzeit aber nicht davon auszugehen, dass diese Wirkfaktoren wesentlichen Einfluss auf Sturmmöwen im Schutzgebiet haben. Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Sturmmöwe werden daher als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.4.5 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch die Wirkfaktoren Fang von Zielarten (Kapitel 5.6.5) und Lebensraum-/Biotopveränderung/-verlust (Kapitel 5.6.7) bestimmt. Durch den Fang von Dorschen und Plattfischen werden Arten entnommen, die zumindest zeitweise im Beutespektrum dominante Anteile haben. Die Nahrungskonkurrenz durch die Dorschfischerei mit Grundscherbrettnetzen ist hervorzuheben, da Dorsche im Nahrungsspektrum des Schweinswals (Kapitel 3.6.1.1) und des Seehunds (Kapitel 3.6.3.1) zumindest saisonal eine dominierende Rolle einnehmen. Auch Kegelrobben nutzen Dorsche in der Ostsee als Nahrung (Kapitel 3.6.2.1), jedoch wird die Beute eher von Hering und Sprotte dominiert. Die grundberührende Fischerei auf Plattfische mit in geringem Umfang eingesetzten Wadennetzen kann bei Seehunden bedingt zu einer Konkurrenzsituation führen, da diese in der südlichen Ostsee insbesondere im Sommer überwiegend Flundern und Schollen fressen.

Die Folgen der grundberührenden Fischerei für die benthischen Lebensgemeinschaften und die Beutefischbestände von Meeressäugetieren sind länger andauernd, da der Meeresboden durch die schweren Schleppgeschirre stark und wiederkehrend beansprucht wird. Die Erholungszeiten können bis zu mehreren Jahren betragen.

Auch Abfalleinträge (Kapitel 5.6.11), die als Begleiterscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine wichtige Rolle, da sich Meeressäugetiere durch Verfangen in Geisternetzen

oder Verschlucken von Dolly Ropes und anderen fischereibedingten Abfällen verletzen oder getötet werden 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 (vergleiche Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Bernotat & Dierschke 2016)). Für Schweinswale der Population der zentralen Ostsee ist eine anthropogene Mortalität aufgrund des Gefährdungsstatus (ASCOBANS 2016) als besonders schwerwiegend zu werten. Der Fang von Nicht-Zielarten (Beifang, Kapitel 5.6.6) ist bei Schweinswalen vermutlich weniger bedeutend als in der Stellnetzfischerei, wenngleich gelegentlicher Beifang von Schweinswalen in der Schleppnetzfischerei festgestellt wird (siehe unten). Zwar geht man allgemein davon aus, dass vor allem der Beifang in Kiemennetzen für Schweinswale problematisch ist (ICES 2015a), jedoch wurde aus dem Kattegat auch von Schweinswalbeifängen in Schleppnetzen berichtet, es werden hierbei aber keine Angaben zur Art des verwendeten Schleppnetzes und die Zielart der Fischerei gemacht (Lunneryd et al. 2004). Bei Robben treten Beifänge in der Schleppnetzfischerei regelmäßig auf (Kapitel 5.6.6). Dabei wird mangels genauer Informationen aus deutschen Gewässern und entsprechend den in der Literatur publizierten Informationen davon ausgegangen, dass Beifang vor allem von Kegelrobben in Grundschleppnetzen analog zu den untersuchten Seegebieten (Lyssikatos 2015) auch hierzulande auftritt . Das Beifangrisiko für Kegelrobben ist in der Grundschleppnetzfischerei vermutlich geringer als in der Fischerei mit Stellnetzen oder Fallen und Reusen (Vanhatalo et al. 2014; Westphal 2019).

Außerdem spielen weitere schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kapitel 6.1.7) eine Rolle. Dauerschall (Kapitel 5.6.2) wird nicht nur durch den Kutter selbst, sondern vor allem auch durch das geschleppte Fanggeschirr erzeugt, kann aber aufgrund von nur unzureichenden 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.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ wird die Grund-Schleppnetzfischerei mit in der Regel < 50 h pro Jahr und c-square (Abb. 46 und Abb. 47) in vergleichsweise geringem Maße ausgeübt, nur im Osten des Gebietes liegt in einzelnen c-squares und Jahren eine höhere Nutzungsintensität (mit bis zu 300 h pro Jahr) vor (Kapitel 4.2.1.2).

Die Wirkmechanismen der grundberührenden Fischerei sind für Schweinswal und Seehund identisch, daher werden die Auswirkungen gemeinsam bewertet. Unter Berücksichtigung von direkt wirkenden Belastungsfaktoren, wie möglicher Beifang von Seehunden oder Abfalleinträge mit dem Risiko des Verfangens bzw. Verschluckens oder indirekt wirkenden Vorgängen wie Lebensraum-/Biotopveränderung einschließlich der möglichen Verschiebung der Artenzusammensetzung von Beutefischen sowie der Verdriftung

remobilisierter Schadstoffe durch Trübungsfahnen, wird die Auswirkung der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale und Seehunde jeweils als mittel (2) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ wird die Grund-Schleppnetzfischerei mit bis zu 30 h pro Jahr und c-square (Abb. 46 und Abb. 47) in vergleichsweise geringem Maße ausgeübt. Im Jahr 2013 fanden im Gebiet die Grundschleppnetzfischerei und möglicherweise auch in sehr geringem Umfang die grundberührende Wadenfischerei flächendeckend mit einem Gesamtaufwand von nur 10 Stunden pro Jahr statt (Kapitel 4.2.1.2). Unter Berücksichtigung der direkt oder indirekt wirkender Mechanismen (siehe oben) werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale mit gering (1) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ beträgt die Intensität der grundberührenden Fischerei in den meisten Bereichen bis zu 30 h pro Jahr und c-square (Kapitel 4.2.1.2). Der Fischereiaufwand schwankt sowohl zwischen den einzelnen Jahren als auch in der räumlichen Verteilung im Schutzgebiet stark. Im nördlichen Teil des Bereiches I, im südlichen Teil des Bereiches III und im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III fand diese Fischerei im Jahr 2013 in deutlich höherer Intensität statt und betrug in einem einzelnen c-square bis zu 300 h pro Jahr (Abb. 46 und Abb. 47). Im Jahr 2013 fanden im Gebiet die Grundschleppnetzfischerei und möglicherweise auch in sehr geringem Umfang die grundberührende Wadenfischerei vorwiegend auf einer Fläche von 20 % des Gebietes mit einem Gesamtaufwand von 3.496 Stunden pro Jahr statt (Kapitel 4.2.1.2).

Die Wirkmechanismen der grundberührenden Fischerei sind für Schweinswal und Kegelrobbe identisch, daher werden die Auswirkungen gemeinsam bewertet. Unter Berücksichtigung der direkt oder indirekt wirkenden Mechanismen (siehe oben) werden die Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf Schweinswale (für beide dort vorkommenden Populationen) und Kegelrobben als mittel (2) bewertet.

6.4.6 Gesamtauswirkungen grundberührender Fischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der grundberührenden Fischerei 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 61: Gesamtübersicht der Auswirkungen der mobilen grundberührenden Fischerei.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der grundberührenden Fischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	1	/	1
	Riffe	3	1	3
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	1	/	/
	Makrophytenbestände	3	/	3
Fische	Finte	/	/	1
	Stör	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Benthosfresser	Eisente	/	/	2
	Trauerente	/	/	2
	Samtente	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	2
	Ohrentaucher	/	/	2
	Sterntaucher	/	/	2
	Prachttaucher	/	/	2
	Gelbschnabeltaucher	/	/	2
	Tordalk	/	/	2
	Trottellumme	/	/	2
	Gryllteiste	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	2	1	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	1	2
Robben	Kegelrobbe	/	/	2
	Seehund	2	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2		2
Gesamtauswirkungen		12 von 24	2 von 8	16 von 36

6.5 Berufsfischerei: Pelagische Schleppnetzfischerei

6.5.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Durch die pelagische Schleppnetzfischerei sind im Wesentlichen die pelagischen Fischarten wie Hering oder Sprotte betroffen. Diese gehören zu den Nahrungsfischen von Prädatoren höherer trophischer Ebenen wie zum Beispiel Seevögel und Meeressäugetiere (Kapitel 5.6.5). Da die pelagische Schleppnetzfischerei nicht grundberührend ist, sind Beeinträchtigungen von Sedimenten, Morphologie und Makrozoobenthos aller LRT und Biotoptypen nicht zu erwarten. Geringe Beeinträchtigungen sind für die bodenlebenden lebensraumtypischen Fischarten und die lebensraumtypischen Vogelarten der LRT durch den mit dem Schiffsverkehr einhergehenden Dauerschall unter Wasser (Kapitel 5.2.6), visuelle Störungen (Kapitel 5.2.11 und 5.4.8), Abfalleinträge (Kapitel 5.2.5 und 5.4.9) und Schadstoffeinträge (Kapitel 5.2.4 und 5.4.10) zu erwarten.

NSG „Fehmarnbelt“ („Sandbänke“, „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“, „Riffe“ und „Makrophytenbestände“) und „Kadetrinne“ (nur „Riffe“)

Im NSG „Fehmarnbelt“ fand innerhalb des Bewertungszeitraumes pelagische Schleppnetzfischerei mit einem insgesamt sehr geringen Gesamtaufwand und vor allem im Westen und Osten des Gebietes außerhalb von Sandbank-, Riff- und KGS-Vorkommen statt. (Kapitel 4.2.2.2). Im NSG „Kadetrinne“ wurde die Nutzung zwar flächendeckend im gesamten Gebiet ausgeübt, der Gesamtaufwand von 8 Stunden pro Jahr war allerdings sehr gering. Folglich werden die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten in beiden NSG als gering (1) eingestuft. Die Auswirkungen auf die gesetzlich geschützten Biotoptypen „Makrophytenbestände“ und KGS sind vernachlässigbar (0), da für diese keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (nur „Sandbänke“, „Riffe“ und „Makrophytenbestände“)

Pelagische Schleppnetzfischerei fand im Betrachtungszeitraum in geringem Umfang statt und konzentrierte sich vor allem auf die tieferen Bereiche ohne Vorkommen von LRT zwischen den Bereichen I, II und III (Kapitel 4.2.2.2). Dennoch fand in geringerem Maße auch Schleppnetzfischerei in den Bereichen I und II statt. Die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten werden daher als gering (1) eingestuft. Die Auswirkungen auf den gesetzlich geschützten Biotoptypen „Makrophytenbestände“ sind vernachlässigbar (0), da für diesen Biotoptyp keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind.

6.5.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet nur wenig pelagische Schleppnetzfischerei statt (vergleiche Kapitel 4.2.2.2). Die mit dieser Nutzung verbundenen Auswirkungen auf die Finte sind daher trotz ihrer pelagischen Lebensweise und ihrer damit verbundenen Gefährdung durch Beifang in der pelagischen Schleppnetzfischerei gering (1). Für den Stör ist durch seine demersale Lebensweise keine Beeinträchtigung durch pelagische Schleppnetze zu erwarten (0).

6.5.3 Auswirkungen auf Meeresenten

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Bei der pelagischen Schleppnetzfischerei sind für die Meeresenten lediglich Wirkfaktoren relevant, welche die mit dieser Nutzung verknüpfte Schifffahrt betreffen. In erster Linie sind visuelle Störungen zu nennen, aufgrund derer Meeresenten meist fliegend die Flucht ergreifen (Kapitel 5.4.8). Zudem können sich die Vögel in über Bord gegangenen Müllobjekten verfangen oder mit freigesetztem Öl kontaminieren.

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ überlagern sich Vorkommen von Meeresenten und Gebiete mit Ausübung der pelagischen Schleppnetzfischerei vor allem im Norden des NSG, während die Oderbank wegen des dortigen Verbots der Befischung mit aktivem Fanggerät kaum betroffen ist. Eine räumliche Überlappung mit der pelagischen Schleppnetzfischerei ergibt sich nur für die Eisente. Da die Intensität der Nutzung gering ist (Kapitel 4.2.2), werden die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf Eisenten als gering (1) und auf Trauer- und Samtenten als vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.5.4 Auswirkungen auf Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Bei Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel bewirkt die visuelle Störung durch Schiffe Fluchtreaktionen (Kapitel 5.4.8), dies gilt auch für Fischereifahrzeuge. Von diesen gehen zusätzlich Abfall- und Schadstoffemissionen aus, welche ein Verfangen in Müllobjekten (inklusive Netzresten) sowie eine Gefiederverschmutzung mit Öl bewirken können. Die pelagische Schleppnetzfischerei reduziert zudem das Nahrungsangebot für Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel, weil potenzielle Beutefische der Meeresumwelt entnommen werden, insbesondere im Rahmen der Industriefischerei (Kapitel 5.4.4 und 5.4.12).

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ konzentriert sich die pelagische Schleppnetzfischerei auf den Nordteil des Schutzgebietes (Kapitel 4.2.2). Mit Ausnahme des Rothalstauchers kommen dort alle in diesem Abschnitt behandelten Arten großflächig vor, so dass eine räumliche Überlappung zwischen Nutzung und Vogelvorkommen gegeben ist. Angesichts der geringen Intensität, mit der die pelagische Schleppnetzfischerei selbst

im Nordteil des NSG ausgeübt wird, ist nicht damit zu rechnen, dass Beutefische der Vögel in größerem Ausmaß reduziert werden und visuelle Störungen, Abfälle und Ölemissionen die Vögel beeinträchtigen. Für Ohren-, Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher sowie für Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste werden daher die Auswirkungen der pelagischen Stellnetzfischerei als gering (1) eingestuft, für den Rothalstaucher als vernachlässigbar (0).

6.5.5 Auswirkungen auf Sturmmöwen

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Aufgrund ihrer fehlenden Scheu gegenüber Schiffen spielen Beeinträchtigungen von Sturmmöwen durch die pelagische Schleppnetzfischerei 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 potenziellen Beutefischen könnte Einflüsse auf diese Vögel haben.

Bei der Sturmmöwe überlagert sich das Vorkommen mit dem auf den Nordteil des NSG konzentrierten Bereich der Ausübung der pelagischen Schleppnetzfischerei. Angesichts der geringen Intensität der pelagischen Schleppnetzfischerei werden die Auswirkungen auf die Sturmmöwe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.5.6 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor **Fang von Zielarten** (Kapitel 5.6.5) bestimmt. Die Zielarten Sprotte und Hering sind im Beutespektrum der Kegelrobbe in der Ostsee die dominanten Arten (Kapitel 3.6.2.1). Heringe sind in der Ostsee die wichtigste Beutefischart des Schweinswals (Kapitel 3.6.1.1) und spielen besonders zur Laichzeit auch bei Seehunden eine große Rolle (Kapitel 3.6.3.1). Heringe und Sprotten haben zeitweise einen sehr hohen Fettgehalt und sind daher für Meeressäugetiere sehr wichtige Beutefische. Der hohe Fischereidruck und die selektive Entnahme größerer Fische durch die Fischerei kann sich negativ auf den Energiegehalt von Beutefischen der Meeressäugetiere auswirken. Anhand der durch den Fischereidruck bedingten geringeren Abundanz und Durchschnittsgröße von Sandaalen in Schottland konnte gezeigt werden, dass der Energiegehalt deutlich sinkt, so dass Robben mehr Zeit mit der Nahrungssuche verbringen müssen (Sharples et al. 2009). Eine starke fischereiliche Nutzung kann auch zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit führen und sich insbesondere auf die Fitness von Schweinswalen auswirken, da diese Art durch ihren hohen Futterbedarf (vergleiche Kapitel 3.6.1.1) besonders empfindlich ist.

Auch **Abfalleinträge** (Kapitel 5.6.11), die als Begleiterscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine Rolle, da sich Meeressäugetiere in Geisternetzen verfangen können oder Netzteile, Seilreste und andere Abfälle verschlucken und dadurch sterben können. Die

Wahrscheinlichkeit eines Verlusts von pelagischen Schleppnetzen oder Teilen davon durch Verhaken an Steinen ist zwar deutlich geringer als in der Grundschleppnetzfischerei, sie bleiben aber an hoch aufragenden Wracks regelmäßig hängen, so dass dadurch Geisternetze entstehen können. Der Verschleiß des Netzmaterials durch die Fischereiaktivität (und damit der Verlust von Netzteilen) ist geringer als in der grundberührenden Fischerei.

Der **Fang von Nicht-Zielarten** (Beifang, Kapitel 5.6.6) ist vermutlich für den Schweinswal von geringer Bedeutung. Aufgrund mangelnder Saten kann der Beifang von Schweinswalen in der pelagischen Schleppnetzfischerei 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, hierbei werden aber keine Angaben zur Art des Schleppnetzes gemacht (Lunneryd et al. 2004).

Anders als bei Schweinswalen werden Seehunde, vor allem aber Kegelrobben nach Erkenntnissen aus der keltischen See regelmäßig Opfer der pelagischen Schleppnetzfischerei (Morizur et al. 1999). Auch wenn für die NSG in der deutschen AWZ der Ostsee keine Angaben zum Beifang von Robben vorliegen, kann anhand der genannten Quellen im Rahmen eines Analogieschlusses vor allem bei Kegelrobben von einem regelmäßigen und gemessen am Fischereiaufwand vergleichsweise häufigen Auftreten von Beifang in den NSG in der deutschen AWZ der Ostsee ausgegangen werden.

Die weiteren schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren (Kapitel 6.1.7) spielen eine geringere Rolle. **Dauerschall** (Kapitel 5.6.2) wird vor allem durch den Kutter erzeugt. Die Geräusche des geschleppten Geschirrs sind aufgrund der fehlenden Bodenberührung deutlich geringer als in der bodenberührenden Fischerei. Dauerschall kann jedoch aufgrund fehlender Relevanzschwellen nicht bewertet werden. Dauerschall an der Luft und visuelle Störungen von Robben werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Dauerschall unter Wasser überlagert.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ schwankt die Intensität der pelagischen Schleppnetzfischerei zwischen den Jahren. Diese Fischerei findet vor allem im Westen und im Osten des Gebietes statt. Insgesamt liegt der Gesamtaufwand im NSG unter 50 Stunden pro Jahr (Kapitel 4.2.2.2, Abb. 49 und Abb. 50). Daher werden die Auswirkungen dieser Nutzungsform auf Schweinswale und Seehunde als gering (1) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Im Jahr 2013 fand im NSG „Kadetrinne“ die pelagische Schleppnetzfischerei im gesamten Gebiet mit einem sehr geringen Gesamtaufwand von 8 Stunden pro Jahr statt (Kapitel 4.2.2.2). In den Jahren 2010 bis 2012 fand die pelagische Schleppnetzfischerei

ebenfalls mit einem nur sehr geringen Umfang im Gebiet statt. Daher werden die Auswirkungen dieser Nutzungsform auf Schweinswale als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ fand im Jahr 2013 die pelagische Schleppnetzfischerei in geringer Intensität statt, vorwiegend auf einer Fläche von ca. 20 % des Gebietes im nördlichen Teil des Bereiches I und im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III. Der Aufwand betrug bezogen auf das Gesamtgebiet 482 Stunden (Kapitel 4.2.2.2). In den Jahren 2010 bis 2012 fanden diese Fischereien ebenfalls hauptsächlich in diesen Bereichen statt. Da somit nur ein kleiner Teil des Gebietes betroffen ist, werden die Auswirkungen dieser Nutzungsform auf Schweinswale (für beide dort vorkommenden Populationen) und Kegelrobben trotz des größeren Fischereiaufwandes als gering (1) bewertet.

6.5.7 Gesamtauswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 62: Gesamtübersicht der Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der pelagischen Schleppnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	1	/	1
	Riffe	1	1	1
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	1
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Benthosfresser	Eisente	/	/	1
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	1
	Sterntaucher	/	/	1
	Prachttaucher	/	/	1
	Gelbschnabeltaucher	/	/	1
	Tordalk	/	/	1
	Trottellumme	/	/	1
	Grylleiste	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	1	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	0	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	1	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		1
Gesamtauswirkungen		4 von 24	1 von 8	7 von 36

6.6 Berufsfischerei: Stellnetzfischerei

6.6.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Lebensraum- und Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten resultieren vor allem aus dem Fang von Ziel- und Nichtzielarten (Kapitel 5.2.3 und 5.4.4). Da die Stellnetzfischerei stationär erfolgt, ist mit Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie, Makrophyten und im Boden lebende benthische Organsimen trotz der Grundberührung nur kleinräumig und in relativ schwacher Ausprägung zu rechnen, so dass sie vor dem Hintergrund der Auswirkungen des Fangs von Ziel- und Nichtzielarten zu vernachlässigen sind. Da für die gesetzlich geschützten Biotoptypen „Makrophytenbestände“ und KGS keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind, werden die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft.

„Sandbänke“

Durch die Stellnetzfischerei sind im Wesentlichen die im Bereich der Sandbänke vorkommenden lebensraumtypischen Fische und Vögel als Beifang betroffen. Im Vergleich vor allem zur grundberührenden Fischerei sind nur geringe negative Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie und Makrozoobenthos vorhanden, so dass sich die Bewertung nur auf die lebensraumtypischen Arten bezieht. Die Auswirkungen auf den gesamten LRT sind bei der Stellnetzfischerei selbst bei vergleichbarem Fischereiaufwand und zum Teil höherer Mortalität der Fischarten des Beifangs (vergleiche Uhlmann & Broadhurst (2015)) deutlich geringer als bei der grundberührenden Fischerei. Für tauchende Seevögel ist die Stellnetzfischerei dagegen eine zu deutlich erhöhter Mortalität führende Fischereimethode (Žydelis et al. (2009), Kapitel 5.4.4).

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ findet wenig Stellnetzfischerei statt (Kapitel 4.2.3.2), so dass die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten als vernachlässigbar (0) eingestuft werden.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche – Bucht“ findet Stellnetzfischerei ganzjährig und vor allem in den nördlichen Bereichen des Schutzgebietes statt (Kapitel 4.2.3.2), in dem sich unter anderem auch Vorkommen des LRT „Sandbänke“ befinden. Für die im NSG lebensraumtypischen Sandaale sind aber vermutlich nur geringe Beifangraten zu erwarten, da die in der Stellnetzfischerei verwendeten Maschenöffnungen (> 30–240 mm) verhältnismäßig groß sind und so den schlanken Sandaalen Fluchtmöglichkeiten bieten. Untersuchungen dazu liegen jedoch nicht vor. Durch die Stellnetzfischerei im Bereich von Vorkommen des LRT „Sandbänke“ sind vor allem Plattfische als Beifang betroffen, die nicht als lebens-

raumtypische Arten eingestuft wurden. Aufgrund der zu erwartenden geringen Beeinträchtigung der Sandaale durch die Stellnetzfischerei und der räumlich begrenzten Ausprägung der Nutzung im Gebiet werden die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Fischarten als vernachlässigbar (0) eingestuft.

Die lebensraumtypischen Vogelarten Eis-, Trauer- und Samtente sind dagegen stark von Individuenverlusten in Stellennetzen betroffen (Schirmeister 2003, Bellebaum et al. 2013, Bellebaum 2011), insbesondere Eisenten im Bereich II des NSG. Durch die Individuenverluste verändert sich der Einfluss der Vogelarten auf die Benthoszönose. Eine Bewertung der Nutzungsauswirkungen auf die Meeresenten erfolgt in Kapitel 6.6.3.

„Riffe“

Durch die Stellnetzfischerei auch im Bereich von Vorkommen des LRT „Riffe“ sind vor allem die lebensraumtypischen Fischarten wie zum Beispiel Dorsch als Zielart bzw. Seehase, Aalmutter und andere als Beifang betroffen.

NSG „Fehmarnbelt“ und NSG „Kadetrinne“

In beiden Schutzgebieten findet insgesamt nur wenig Stellnetzfischerei statt (vergleiche Kapitel 4.2.3.2), so dass insgesamt von vernachlässigbaren Auswirkungen (0) auf die lebensraumtypischen Fischarten des LRT „Riffe“ ausgegangen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Stellnetzfischerei findet im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ganzjährig statt und konzentriert sich räumlich in den nördlichen Bereichen des Schutzgebietes, in dem sich auch die Vorkommen des LRT „Riffe“ befinden. Die mit der Stellnetzfischerei verbundenen Auswirkungen auf die lebensraumtypischen und zum Teil gefährdeten Fischarten (Dorsch, Seehase, Aalmutter, Europäischer Aal), die sich als Zielarten bzw. als Beifang in den Netzen verfangen und sterben können, werden daher als mittel (2) eingestuft. Darüber hinaus sind für die lebensraumtypischen Vogelarten Eisente, Samtente und Gryllteiste Individuenverluste und daraus resultierenden Veränderungen im Nahrungsnetz (siehe LRT „Sandbänke“) anzunehmen.

„Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ und „Makrophytenbestände“

Die Auswirkungen auf die gesetzlich geschützten Biotoptypen „Makrophytenbestände“ und KGS sind vernachlässigbar (0), da für diese keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind.

6.6.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet Stellnetzfischerei ganzjährig und vor allem im nördlichen Teil des Schutzgebietes statt (vergleiche Kapitel 4.2.3.2) und damit vor allem außerhalb des Bereichs III, in dem beide Arten gemäß Schutzgebietsverordnung geschützt sind. Auch in Bereich III findet jedoch in geringem Umfang Stellnetzfischerei statt, so dass auch Beifang in geringem Umfang nicht auszuschließen ist. Insgesamt werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf Störe und Finten daher als gering (1) eingeschätzt.

6.6.3 Auswirkungen auf Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Art und Weise ihrer Ernährung mit Tauchgängen bis zum Meeresgrund macht Meeresenten, Lappentaucher, Seetaucher und Alkenvögel sehr anfällig dafür, sich in Stellnetzen zu verfangen und infolgedessen zu ertrinken. Der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ erlangt dadurch bei diesen Arten eine große Bedeutung (Kapitel 5.4.4). Insbesondere Meeresenten und Seetaucher, aber auch Lappentaucher und Alkenvögel zeigen zudem große Scheu gegenüber Schiffen, so dass auch von den bei der Stellnetzfischerei benutzen Fischereifahrzeugen visuelle Störungen ausgehen (Kapitel 5.4.8). Alle Arten sind zudem empfindlich gegenüber den Wirkfaktoren Abfall- und Schadstoffemissionen, da sie sich beim Schwimmen und Tauchen in Müllobjekten verfangen können (Kapitel 5.4.9) bzw. beim Kontakt mit Öl sich das Gefieder verklebt (Kapitel 5.4.10). Die Entnahme von Fisch durch die Fischerei führt zu einer Verschlechterung der Nahrungsressourcen (Kapitel 5.4.12).

Die Stellnetzfischerei wird NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ großflächig ausgeübt (Kapitel 4.2.3). Da von mindestens zwei Dritteln der beteiligten Schiffe keine Aufzeichnungen zum Aufwand vorliegen und diese daher nicht in die Darstellung in Kapitel 4.2.3 eingegangen sind, ist die Intensität der Stellnetzfischerei noch deutlich höher als es die Angaben in Kapitel 4.2.3 andeuten. Wegen der hohen Intensität der Fischerei und der dokumentierten hohen Verluste von den tauchenden Seevögeln in Stellnetzen auch in der Pommerschen Bucht (Schirmeister 2003; Bellebaum et al. 2013) werden die Auswirkungen dieser Nutzung auf Eis-, Trauer- und Samtenten, Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher sowie Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste als sehr stark (4) eingestuft.

6.6.4 Auswirkungen auf Sturmmöwen

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Da Möwen ihre Nahrung von der Wasseroberfläche aufnehmen und höchstens wenige Zentimeter ins Wasser eintauchen, sind sie generell weniger als Tauchvögel der Gefahr

des Verfangens und Verendens in Stellnetzen ausgesetzt (Kapitel 5.4.4). Visuelle Störungen betreffen sie nicht (Kapitel 5.4.8), doch können sich Möwen in treibenden Müllobjekten verfangen (Kapitel 5.4.9) oder das Gefieder mit freigesetztem Öl kontaminieren (Kapitel 5.4.10).

Im NSG „Pommersche Bucht“ überlagern sich das Vorkommen von Sturmmöwen und die Ausübung der Stellnetzfischerei zwar großräumig (Kapitel 4.2.3), doch kommen Verluste durch Verenden in Stellnetzen bei Sturmmöwen vergleichsweise selten vor (vergleiche Bellebaum (2011)). Auch Beeinträchtigungen durch Abfall- und Ölemissionen dürften quantitativ unbedeutend sein. Die Auswirkungen der Stellnetzfischerei werden demzufolge für Sturmmöwen als fehlend bis vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.6.5 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor **Fang von Nicht-Zielarten** (Beifang, Kapitel 5.6.6) bestimmt. Die Stellnetzfischerei mit Kiemen- und Verwickelnetzen stellt für Schweinswale eine der wesentlichen anthropogenen Gefährdungsursachen dar, weil diese zu großen Beifangzahlen führt. Die Stellnetzfischerei führt auch zu nennenswertem Beifang von Robben (Lundström et al. 2010; Vanhatalo et al. 2014). Auch **Abfalleinträge** (Kapitel 5.6.11), die als Begleiterscheinung der Fischerei auftreten, spielen eine wichtige Rolle, da Meeressäugetiere durch Verfangen in Geisternetzen oder Verschlucken von Netzteilen getötet werden 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).

Die **schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren** (Kapitel 6.1.7) spielen eine geringere Rolle. Störungen durch den Dauerschall der Kutter sind in der Stellnetzfischerei im Vergleich zur Schleppnetzfischerei 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** (Kapitel 5.6.5) 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 Grundschleppnetzfischerei, 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 in der Nordsee bis zu 47 cm große Fische in einer Nahrungsanalyse von Kegelrobben. Problematisch ist die Größenselektion durch Kiemennetze insofern, als dass der Anteil großer Dorsche im östlichen Laicherbestand,

die für den langfristigen Erhalt der Bestände eine sehr wichtige Bedeutung haben, seit 2012 sehr stark zurückgegangen ist (Eero et al. 2015; ICES 2019a).

NSG „Fehmarnbelt“

Die Intensität der Stellnetzfischerei ist im NSG „Fehmarnbelt“ mit einem Gesamtaufwand von 83 Stunden, vor allem im Winter, und einer Nutzung auf 30–40 % der Gebietsfläche vergleichsweise gering (Kapitel 4.2.3.2). Bei großen Unterschieden zwischen den Jahren liegt der Schwerpunkt der Fangaktivitäten im Westen und im Osten des Gebietes. Eine genaue Zuordnung des auf Ebene von ICES-Rechtecken erfassten Aufwands ist jedoch nicht möglich. Saisonal ist die Intensität variabel. Im Osten des Gebietes ist sie im Januar und Februar am höchsten (Abb. 53). Ob Beifang von Schweinswalen im NSG regelmäßig auftritt, ist unbekannt, da Beifänge nur ausnahmsweise gemeldet werden. Die verhältnismäßig hohe Schweinswaldichte im Bereich des Fehmarnbelts erhöht das Beifangrisiko für Schweinswale, welches von der Tierdichte und der Netzfläche und Standzeit bestimmt wird (Kindt-Larsen et al. 2016). Überträgt man die von ICES (2015a) im Norden Jütlands und im Kattegat ermittelten Beifangraten von Schweinswalen (ein Beifang alle 30 bis 143 Seetage) auf die Stellnetzfischerei im Gebiet, ist ein regelmäßiger Beifang wahrscheinlich. Darauf deutet auch, dass ein Teil der am Strand tot aufgefundenen Schweinswale Netzmarken aufweist, die ein Hinweis auf Beifang in Stellnetzen sind (Dähne et al. 2011; Siebert et al. 2011). Diese können jedoch keinem Gebiet zugeordnet werden. Bei der Bewertung wird aufgrund der hohen Wahrscheinlichkeit zusätzlicher anthropogener Mortalität und der hohen Bedeutung des Gebietes für die Migration ein konservativer Ansatz verfolgt. Die gleiche Annahme ist auch für Seehunde plausibel, wenngleich Schweinswale aufgrund ihres artspezifischen Verhaltens (Kapitel 3.6.1) vermutlich stärker durch Beifang in Stellnetzen gefährdet sind als Robben. Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kapitel 5.6.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen und Seehunden. Die Größenordnung kann jedoch nicht abgeschätzt werden. Daneben führt die Befischung von Zielarten für Schweinswale und Seehunde zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit (Kapitel 5.6.5) und dadurch zu einer Minderung der Habitatqualität. Dadurch kann die Fitness von Schweinswalen und Robben im NSG beeinträchtigt werden. Weil höher aufgelöste aktuelle Aufwandsdaten fehlen (Kapitel 4.2.3.1) und somit eine Zuordnung des genauen Fischereiaufwandes zum Schutzgebiet nicht möglich ist, werden vorsorgeorientiert die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Schweinswale im NSG als hoch (3) und auf Seehunde als gering (1) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Die Intensität der Stellnetzfischerei ist im NSG „Kadetrinne“ zwischen den Jahren variabel, aber zum Beispiel bezüglich der betroffenen Fläche und der Anzahl der Seetage insgesamt gering (Kapitel 4.2.3.2). Da das Beifangrisiko für Schweinswale von der Tierdichte, Netzfläche und Standzeit bestimmt wird (Kindt-Larsen et al. 2016), besteht

trotz der geringen Fischereiintensität aufgrund der ganzjährig verhältnismäßig hohen Vorkommenshäufigkeit von Schweinswalen voraussichtlich ein mittleres Risiko. Dieser Einschätzung liegen die saisonal hohen Detektionsraten während der festgestellten Wanderungen (Benke et al. 2014) zugrunde. Der Fischereiaufwand kann aufgrund unzureichender Datenlage bezüglich der Wanderzeiten nicht genau eingeordnet werden.

Ob Beifang von Schweinswalen im NSG regelmäßig auftritt, ist unbekannt, weil die Datenerhebung unzureichend ist. Dem Vorsorgeprinzip ist Rechnung zu tragen, so dass auch für dieses Gebiet von einzelnen Beifängen von Schweinswalen auszugehen ist. Bei der Bewertung wird aufgrund der hohen Wahrscheinlichkeit zusätzlicher anthropogener Mortalität und der hohen Bedeutung des Gebietes für die Migration ein konservativer Ansatz verfolgt. Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kapitel 5.6.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze, haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen. Die Größenordnung kann jedoch nicht abgeschätzt werden. Daneben führt die Befischung der Zielarten, und im Falle des östlichen Dorschbestandes die Überfischung mit der Folge eines nach unten verschobenen Größenspektrums und geringerer Rekrutierung (ICES 2019a), langfristig zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit für Schweinswale (Kapitel 5.6.5). Daraus ergibt sich eine Minderung der Habitatqualität, und die Fitness von Schweinswalen im NSG kann beeinträchtigt werden. Weil höher aufgelöste aktuelle Aufwandsdaten fehlen (Kapitel 4.2.3.1) und somit eine Zuordnung des genauen Fischereiaufwandes zum Schutzgebiet nicht möglich ist, werden die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Schweinswale im NSG vorsorgeorientiert als mittel (2) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Stellnetzfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wird großflächig und an vielen Seetagen ausgeübt (Kapitel 4.2.3.2). Pedersen et al. (2009) schätzen den Gesamtaufwand auf Basis von Logbuchdaten und VMS-Daten (diese betreffen ausschließlich Fahrzeuge ab 10 m Länge) im Gebiet auf 1.855 h pro Jahr. Darüber hinaus ist ein unbekannter Aufwand von kleineren Fahrzeugen anzunehmen, die die Mehrheit aller Stellnetzfahrzeuge in der Ostsee stellen (Koschinski & Wolff 2012). Die Hauptaktivität (2005 – 2007) lag in den Bereichen I und II in den Monaten Januar, Februar, Juni und Juli. In dem Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III lag die Hauptaktivität in den Monaten Juli bis Oktober. In der südlichen Hälfte des Gebietes wurde Stellnetzfischerei in diesem Zeitraum in geringerem Umfang vor allem von November bis Februar ausgeübt.

Ob Beifang von Schweinswalen oder Kegelrobben im NSG regelmäßig auftritt, ist unbekannt, weil die Datenerhebung unzureichend ist. Aufgrund der ganzjährig in Teilbereichen des NSG ausgeübten Stellnetzfischerei besteht für beide Schweinswalpopulationen und für Kegelrobben ein Beifangrisiko. Zwar lassen sich die von ICES (2015a) im Norden Jütlands und im Kattegat ermittelten Beifangraten von Schweinswalen (ein Beifang alle 30 bis 143 Seetage) aufgrund der im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wesentlich geringeren Tierdichte nicht auf das Gebiet übertragen (vergleiche Kindt-

Larsen et al. 2016), jedoch erhöht jeder einzelne Beifang das Aussterberisiko der Schweinswalpopulation der zentralen Ostsee (ASCOBANS 2016), die vor allem im Winter im Gebiet vorkommen kann. Dies gilt vor allem, da in Teilen des Gebietes (Bereiche I und II sowie im Süden des Gebietes) die im saisonalen Kontext höchste Fischereiaktivität mit Stellnetzen ebenfalls im Winter zu verzeichnen ist (Kapitel 4.2.3.2, Abb. 53). Bei der Bewertung der Beeinträchtigung ist daher insbesondere zu berücksichtigen, dass nachteilige Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Population immer dann besonders schwerwiegend sind, wenn Exemplare seltener oder stark gefährdeter Arten beeinträchtigt werden.

Auch Abfallemissionen aus der Fischerei (Kapitel 5.6.11), insbesondere in Form verloren gegangener Netze, haben Auswirkungen auf die zusätzliche anthropogene Mortalität von Schweinswalen und Robben, deren Größenordnung jedoch nicht abgeschätzt werden kann. Daneben führt die Befischung der Zielarten und im Falle des östlichen Dorschbestandes die Überfischung mit der Folge eines nach unten verschobenen Größenspektrums und geringerer Rekrutierung (ICES 2019a) langfristig zu einer geringeren Beuteverfügbarkeit für Schweinswale (Kapitel 5.6.5). Daraus ergibt sich eine Minderung der Habitatqualität, und die Fitness von Schweinswalen im NSG kann beeinträchtigt werden. Weil höher aufgelöste aktuelle Aufwandsdaten fehlen (Kapitel 4.2.3.1) und somit eine Zuordnung des genauen Fischereiaufwandes zum Schutzgebiet nicht möglich ist, werden die Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf Schweinswale (für beide dort vorkommende Populationen) im NSG vorsorgeorientiert als sehr hoch (4) und auf Kegelrobben als stark (3) bewertet.

6.6.6 Gesamtauswirkungen der Stellnetzfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Stellnetzfischerei 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 63: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Stellnetzfischerei.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Stellnetzfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	1
	Riffe	0	0	2
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	1
	Stör	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Benthosfresser	Eisente	/	/	4
	Trauerente	/	/	4
	Samtente	/	/	4
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			4
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	4
	Ohrentaucher	/	/	4
	Sterntaucher	/	/	4
	Prachttaucher	/	/	4
	Gelbschnabeltaucher	/	/	4
	Tordalk	/	/	4
	Trottellumme	/	/	4
	Gryllteiste	/	/	4
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			4
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	3	2	4
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	3	2	4
Robben	Kegelrobbe	/	/	3
	Seehund	1	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		3
Gesamtauswirkungen		4 von 24	2 von 8	19 von 36

6.7 Berufsfischerei: Reusen und Fallen

Reusen werden ausschließlich im Küstenmeer eingesetzt werden und Fallen wahrscheinlich auch (Thünen-Institut für Ostseefischerei (TI-OF) mündliche Mitteilung; siehe Kapitel 4.2.4.2). Eine Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen der Fischerei mit Reusen und Fallen findet daher nicht statt.

6.8 Berufsfischerei: Langleinen

6.8.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Die in der deutschen AWZ der Ostsee eingesetzten beköderten Langleinen dienen in der Regel zum Fang vor allem von Aalen, Dorschen und Plattfischen (vergleiche Kapitel 4.2.5). Die Auswirkungen dieser Nutzung resultieren vor allem aus dem Fang von Ziel- und Nichtzielarten (Kapitel 5.2.16, 5.2.3 und 5.4.4). Mit Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie, Makrophyten und im Boden lebenden benthischen Organsimen ist nur bei Grundlangleinen zu rechnen. Aufgrund dieser nur kleinräumigen und (mit Ausnahme sessiler Arten) sehr geringen Auswirkungen sind sie vor dem Hintergrund der Auswirkungen des Fangs von Ziel- und Nichtzielarten zu vernachlässigen und werden daher im Folgenden nicht weiter betrachtet. Da für die gesetzlich geschützten Biotoptypen „Makrophytenbestände“ und KGS keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind, werden die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft.

„Sandbänke“

NSG „Fehmarnbelt“

Entsprechend der auf Ebene von c-squares bzw. ICES-Rectangles vorliegenden Daten, die aber nur ca. 25 % des Gesamtaufwandes erfassen (vergleiche Kapitel 4.2.5), fand in den letzten Jahren im NSG „Fehmarnbelt“ keine Fischerei mit Langleinen statt. Selbst unter Berücksichtigung der Datenlage, die eine sichere Aussage zum Umfang der Fischerei mit Langleinen nicht zulässt, sind die Auswirkungen dieser Nutzung im Gebiet auf den LRT „Sandbänke“ als vernachlässigbar (0) einzustufen, da die lebensraumtypischen Fischarten weder zu den Zielarten gehören noch als Beifang gefangen werden (Bobzin et al. 1967; Nedéléc 2000; FAO 2017).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In den Jahren 2006 bis 2017 wurde in den Bereichen II und III und damit wahrscheinlich auch innerhalb des LRT „Sandbänke“ in geringem Umfang Langleinenfischerei dokumentiert. Da die lebensraumtypischen Fischarten aber weder zu den Zielarten gehören noch als Beifang gefangen werden, sind die Auswirkungen dieser Nutzung im Gebiet auf den LRT „Sandbänke“ auch unter Berücksichtigung der Datenlage, die eine sichere Aussage zum Umfang der Fischerei mit Langleinen nicht zulässt, als vernachlässigbar (0) einzustufen (Bobzin et al. 1967; Nedéléc 2000; FAO 2017).

Unter den lebensraumtypischen Vogelarten für den LRT „Sandbänke“ müssen nach Kapitel 5.4.4 Meeresenten (Eis-, Trauer- und Samtente) als von Beifang durch Langleinen betroffen eingestuft werden, was zu Veränderungen im LRT führen kann.

„Riffe“

NSG „Fehmarnbelt“

Entsprechend der auf Ebene von c-squares bzw. ICES-Rectangles vorliegenden Daten, die aber nur ca. 25 % des Gesamtaufwandes erfassen (vergleiche Kapitel 4.2.5), fand in den letzten Jahren im NSG „Fehmarnbelt“ keine Fischerei mit Langleinen statt. Selbst unter Berücksichtigung der Datenlage, die eine sichere Aussage zum Umfang der Fischerei mit Langleinen nicht zulässt, sind die Auswirkungen dieser Nutzung im Gebiet auf den LRT „Riffe“ als vernachlässigbar (0) einzustufen. Die lebensraumtypischen Fischarten gehören zwar zum Teil zu den potenziellen Zielarten bzw. können als Beifang gefangen werden, auch unter Berücksichtigung möglicherweise nicht dokumentierter Langleinenfischerei ist aber immer noch von einer geringen Nutzung auszugehen (Bobzin et al. 1967; Nedéléc 2000; FAO 2017). Die Auswirkungen auf sessile Arten, die in der Regel auch charakteristische Arten des LRT sind, sind nur kleinräumig.

NSG „Kadetrinne“ (nur „Riffe“)

Im NSG „Kadetrinne“ fand in den letzten Jahren keine bzw. kaum Fischerei mit Langleinen statt (vergleiche Kapitel 4.2.5). Es gelten daher die Ausführungen zum NSG „Fehmarnbelt“.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In den Jahren 2006 bis 2017 wurde im Bereich II und damit wahrscheinlich auch innerhalb des LRT „Riffe“ in geringem Umfang Langleinenfischerei dokumentiert. Auch für den Bereich I ist eine Nutzung durch die Langleinenfischerei anzunehmen. Aus den oben genannten Gründen sind die Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ als vernachlässigbar (0) einzustufen.

Unter den lebensraumtypischen Vogelarten für den LRT „Riffe“ müssen nach Kapitel 5.4.4 Eis- und Samtente als von Beifang durch Langleinen betroffen eingestuft werden, was zu Veränderungen im LRT führen kann.

6.8.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Langleinenfischerei fand im Zeitraum 2006 bis 2017 – soweit die Daten eine solche räumliche Zuordnung zulassen – überwiegend außerhalb des Bereiches III statt (Kapitel 4.2.5.2). Damit werden die Auswirkungen für Finten und Störe als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.8.3 Auswirkungen auf Meeresenten

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Bei der Langleinenfischerei können Meeresenten als Beifang auftreten, auch wenn ungeklärt ist, auf welche Weise sie an die beköderten Haken gelangten (Kapitel 5.4.4). Die eingesetzten Schiffe verursachen visuelle Störungen (Kapitel 5.4.8), darüber hinaus können Abfall- und Schadstoffemissionen auftreten (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10).

Zur Intensität der Langleinenfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen keine detaillierten Informationen vor, doch wird sie insgesamt als gering eingestuft. Da Meeresenten fast im gesamten Schutzgebiet vorkommen, ist eine räumliche Überlappung mit den entsprechenden Fischereigebieten wahrscheinlich. Nach Bellebaum (2011) werden Langleinen zumindest in den flachen Bereichen des NSG (Adlergrund, Oderbank) zum Fang von Aal eingesetzt, allerdings bevorzugt im Sommer, wenn vergleichsweise wenige Trauer- und Samtenten und keine Eisenten zugegen sind. Aufgrund der Scheu gegenüber Schiffen und dem anzunehmenden Beifang werden die Auswirkungen der Langleinenfischerei auf Trauer- und Samtenten als gering (1) eingeschätzt, bei der Eisente wegen der geringen jahreszeitlichen Überlappung als fehlend bis vernachlässigbar (0).

6.8.4 Auswirkungen auf Lappentaucher

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Wie gegenüber anderen Schiffen ist auch bei Langleinenfischern von Fluchtreaktionen durch visuelle Störungen auszugehen (Kapitel 5.4.8). Ebenso ist mit Beeinträchtigungen von Abfall- und Schadstoffemissionen zu rechnen (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Beifang an den beköderten Haken ist bisher nicht bekannt.

Aufgrund der anzunehmenden geringen Intensität der Langleinenfischerei werden die Auswirkungen auf Rothals- und Ohrentaucher im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ als fehlend oder vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.8.5 Auswirkungen auf Seetaucher

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Seetaucher weisen gegenüber visuellen Störungen durch Schiffe sehr hohe Fluchtdistanzen auf, so dass auch die Langleinenfischerei diesbezügliche Auswirkungen hat (vergleiche Kapitel 5.4.8). Mit dem Einsatz von Schiffen einhergehende Abfall- und Schadstoffemissionen können Seetaucher ebenfalls beeinträchtigen (Kapitel 5.4.9, 5.4.10). Auch der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ ist relevant, da Seetaucher an Langleinen verunglückten (Kapitel 5.4.4).

Genaue Angaben zur zeitlichen und räumlichen Verteilung der Langleinenfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind nicht vorhanden. Angaben von Bellebaum

(2011) deuten an, dass Langleinen dort vor allem im Sommer über den Flachgründen von Adlergrund und Oderbank ausgebracht werden. Da sich im Sommer nur wenige Stern-, Pracht- und Gelbschnabeltaucher im NSG aufhalten (Kapitel 3.4.9, 3.4.10, 3.4.11), werden die Auswirkungen der Langleinenfischerei auf diese Arten als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.8.6 Auswirkungen auf Alkenvögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Auf visuelle Störungen durch Schiffe reagieren Alkenvögel mit Flucht (Kapitel 5.4.8), auch Begleiterscheinungen der Schifffahrt (freigesetzter Müll, Ölverschmutzung) können diese Vögel auf See gefährden (Kapitel 5.4.9, 5.4.10). Aus Norwegen ist bekannt, dass Trottellummen an Langleinen verunglücken können, so dass der Wirkfaktor „Fang von Nicht-Zielarten“ auch für Alkenvögel relevant ist (Kapitel 5.4.4).

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wird die Langleinefischerei offenbar vor allem in den Sommermonaten und im Bereich der Flachgründe ausgeübt (Bellebaum 2011). Dadurch ergibt sich nur eine geringe zeitliche und räumliche Überlagerung mit den Vorkommen von Tordalk, Trottellumme und Gryllteiste. Die Auswirkungen der Langleinenfischerei auf diese drei Arten werden daher als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.8.7 Auswirkungen auf Sturmmöwen

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Sturmmöwen können sich in über Bord gegangenen Müllobjekten und Netzresten verfangen (Kapitel 5.4.9) oder ihr Gefieder mit freigesetztem Öl verschmutzen (Kapitel 5.4.10), sind aber im Hinblick auf Störungen gegenüber Schiffen unempfindlich (Kapitel 5.4.8). Fischereifahrzeuge werden sogar aktiv aufgesucht, um über Bord gehenden Beifang aufzunehmen (Garthe & Scherp 2003). Durch Verwechslung der Köder an den Haken der Langleinen mit über Bord geworfenem Beifang besteht das Risiko, mit der Leine in die Tiefe gerissen zu werden und zu ertrinken (Kapitel 5.4.4).

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist nicht genau dokumentiert, wann und wo die Langleinenfischerei ausgeübt wird. Nach Bellebaum (2011) könnte dies schwerpunktmäßig in den Monaten Juni bis September über den Flachgründen von Adlergrund und Oderbank der Fall sein. In diesen Zeitraum fallen die in Kapitel 3.4.18 genannten Sturmmöwenvorkommen aus den artspezifischen Jahreszeiten Sommer und Herbst, die aber für das ganze NSG weniger als 50 Individuen umfassen.

Da zudem die Intensität der Langleinenfischerei im NSG als gering eingeschätzt wird, werden die Auswirkungen auf die Sturmmöwe als vernachlässigbar (0) eingeschätzt.

6.8.8 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Die möglichen Wirkfaktoren entsprechen denen anderer passiver Fischereimethoden wie der Berufsfischerei mit Stellnetzen (Kapitel 6.6.5), wobei der Beifang (Fang von Nichtzielarten) von Schweinswalen und Robben in Langleinen in der Ostsee nicht bekannt ist. Abfallemissionen (Leinen und Haken) können bei Individuen zu Verletzungen führen.

NSG „Fehmarnbelt“

Zur Intensität der Langleinenfischerei im NSG „Fehmarnbelt“ liegen kaum detaillierte Informationen vor, doch wird sie insgesamt als gering eingestuft. Im Jahr 2013 fand im Gebiet keine Langleinenfischerei statt (ICES 2016a). Daher werden die Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen auf Schweinswale und Seehunde als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Zur Intensität der Langleinenfischerei im NSG „Kadetrinne“ liegen kaum detaillierte Informationen vor, doch wird sie insgesamt als gering eingestuft. Im Jahr 2013 fand im Gebiet keine Langleinenfischerei statt (ICES 2016a). Daher werden die Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen auf Schweinswale als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Zur Intensität der Langleinenfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen kaum detaillierte Informationen vor, doch wird sie insgesamt als gering eingestuft. Im Jahr 2013 fand im Gebiet Langleinenfischerei mit einem Gesamtaufwand von 53 Stunden pro Jahr statt (ICES 2016a). Nach Bellebaum (2011) werden Langleinen zumindest in den flachen Bereichen des NSG (Adlergrund, Oderbank) zum Fang von Aal eingesetzt. Daher werden die Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen auf Schweinswale (für beide dort vorkommenden Populationen) und Kegelrobben als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.8.9 Gesamtauswirkungen der Fischerei mit Langleinen

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen auf die einzelnen Schutzgüter überblicksartig dargestellt (siehe Tab. 64). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 64: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgrup-pen	Schutzgüter	Auswirkungen der Fischerei mit Langleinen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	0
	Riffe	0	0	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	0
	Trauerente	/	/	1
	Samtente	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulen-fresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächen-fresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	0	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	0	0
Robben	Kegelrobbe	/	/	0
	Seehund	0	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		0
Gesamtauswirkungen		0 von 24	0 von 8	1 von 36

6.9 Freizeitfischerei

6.9.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Die Freizeitfischerei erfolgt in der Ostsee von Kuttern und Booten aus; eingesetzt werden dabei hauptsächlich Angeln (vergleiche Kapitel 4.2.6.2). Der Beifang fällt dadurch in der Regel geringer aus als bei der Fischerei mit Netzen. Sedimente, Morphologie und Makrozoobenthos der LRT bzw. Biotoptypen werden außerdem kaum beeinträchtigt. Aus diesen Gründen sind die Auswirkungen auf LRT und Biotoptypen bei gleicher Fangmenge geringer als zum Beispiel bei der grundberührenden Fischerei.

Vier der in den NSGs vorkommenden gefährdeten Arten – Dorsch, Meerforelle, Europäischer Aal und Atlantischer Lachs – sind Zielarten der Freizeitfischerei. Der Dorsch ist zugleich die einzige Zielart der Freizeitfischerei, die auch lebensraumtypische Art eines LRT und räumlich-ökologisch eng mit Riffen assoziiert ist. Die Entnahme des Dorsches als lebensraumtypische Fischart der Biozönose des FFH-Lebensraumtyps „Riffe“ wirkt sich negativ auf den Erhaltungszustand der Rifflebensgemeinschaften aus. Die Entnahme – insbesondere von großen und alten Dorschen mit einer besonderen populationsbiologischen Bedeutung – bewirkt unter anderem, dass sich der Zustand des lokalen Bestands dieser Fischart verschlechtert bzw. dauerhaft gestört wird. Als einer der Top-Prädatoren übernimmt der Dorsch zudem eine wichtige Funktion im Nahrungsnetz der westlichen Ostsee, insbesondere auch in der Lebensgemeinschaft des LRT „Riffe“ (Kristensen et al. 2017). Untersuchungen des Thünen-Institutes für Ostseefischerei (TI-OF) zeigen, dass beispielsweise die Dorschfänge und -rückwürfe der Freizeitfischerei in der westlichen Ostsee einen erheblichen Umfang haben. Die jährlich durch die deutsche Freizeitfischerei entnommene Dorschbiomasse betrug im Jahr 2015 mehr als die jährliche Anlandemengen der deutschen kommerziellen Fischerei aus demselben Gebiet. Die Mehrheit der Dorsche in der westlichen Ostsee wurde dabei von Boot- und Kutteranglern und weniger von Anglern an Land gefangen (Strehlow & Krumme 2017). Die Gefahr der Zustandsverschlechterung ist auch dadurch verstärkt gegeben, dass sich der Dorschbestand der Ostsee (westlicher Bestand) bereits seit vielen Jahren außerhalb sicherer biologischer Grenzen befindet (ICES 2016b). 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“).

NSG „Fehmarnbelt"

Im Bereich des NSG „Fehmarnbelt“ finden ganzjährig Hochseeangelfahrten, vor allem auf Dorsch, statt. Eine hohe und gezielte Entnahme von Dorschen durch die Freizeitfischerei ist geeignet, den Zustand der Riffe bzw. der Riffbiozönose zu verschlechtern. Die Auswirkungen der Freizeitfischerei werden daher insbesondere aufgrund der Bedeutung der Zielart in dem LRT „Riffe“ als stark (3) eingestuft. Für den LRT „Sandbänke“ sowie KGS werden die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft, da keine lebensraumtypischen Fischarten betroffen sind. Die Auswirkungen auf den gesetzlich geschützten Biotoptyp „Makrophytenbestände“ werden als gering angesehen (1), da von Beeinträchti-

gungen des Biotoptyps durch das Verhaken von Fischereigeräten in Makrophyten ausgegangen wird.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" („Sandbänke“, „Riffe“ und „Makrophytenbestände“) und „Kadetrinne“ (nur „Riffe“)

In diesen beiden NSG findet die Freizeitfischerei in geringerem Umfang statt als im NSG „Fehmarnbelt" (vergleiche Kapitel 4.2.6.2). Die Nutzung findet im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" aber in größerem Umfang statt als im NSG „Kadetrinne“, so dass die Auswirkungen auf den LRT „Riffe“ mit dem Dorsch als lebensraumtypischer Art als mittel (2) bzw. gering (1) eingestuft werden. Für den LRT „Sandbänke“ werden die Auswirkungen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank" als vernachlässigbar (0) eingestuft, da keine lebensraumtypischen Fischarten betroffen sind. Auch die Auswirkungen auf den gesetzlich geschützten Biotoptyp „Makrophytenbestände“ sind vernachlässigbar (0), da für diesen Biotoptyp keine lebensraumtypischen Fischarten definiert worden sind. Die Auswirkungen der visuellen Störungen sowie der Freisetzungen von Abfällen und Schadstoffen im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ auf lebensraumtypische Vogelarten bzw. die daraus resultierende Veränderung im LRT wird an dieser Stelle nicht bewertet.

6.9.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Finten und Störe zählen nicht zu den Zielarten der Freizeitfischerei (vergleiche Kapitel 4.2.6). Es sind daher keine Auswirkungen (0) auf die Störe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ zu erwarten. Finten können theoretisch (ungewollt) gefangen werden, wobei von einer hohen Mortalität auszugehen wäre. Es ist mit keinen festen Vorkommensschwerpunkten der Finte im NSG zu rechnen (vgl. Kap. 3.3.1.2). Zwar ist von einer umfangreichen Nutzung des NSG durch individuelle Bootsangler auszugehen (vergleiche Kapitel 4.2.6.2) die Auswirkungen für die Finte werden aufgrund der Größe des Gebietes dennoch als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.9.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Hinblick auf Seevögel sind visuelle Störung sowie Abfall- und Schadstoffemissionen als Wirkfaktoren von Relevanz. Von einer visuellen Störung durch bei der Freizeitfischerei eingesetzte Wasserfahrzeuge ist bei allen Arten mit Fluchtverhalten vor Schiffen auszugehen (Eis-, Trauer-, Samtente, Rothals-, Ohren-, Stern-, Pracht-, Gelbschnabeltaucher, Tordalk, Trottellumme, Gryllteiste). Da die Freizeitfischerei auch in Teilen des NSG stattfindet, die abseits von Schifffahrtsrouten liegen, werden diese Arten in zusätzlichen Teilen des NSG gestört. Auch die Verweildauer der Boote zu Angelzwecken ist im Allgemeinen länger als bei anderen Booten. Vor dem Hintergrund der aktuellen Intensität

der Freizeitfischerei im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden die Auswirkungen auf alle Seevogelarten als mittel (2) eingestuft. Für die Sturmmöwen, die von Schiffen nicht gestört werden, werden die Auswirkungen als vernachlässigbar (0) eingestuft.

6.9.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Angelfischerei wird mit kommerziellen Kuttern, Booten von professionellen Charterfirmen und privaten Booten von verschiedenen Häfen an den Küsten Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns betrieben. Die Hauptzielarten sind Hering und Dorsch (Kapitel 4.2.6.2, Tab. 54). Daneben werden Wittling, Plattfische und Makrele geangelt.

Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale und Robben werden vor allem durch den Wirkfaktor **Fang von Zielarten** (Kapitel 5.6.5) und damit die Konkurrenz um Beutefischarten im Größenspektrum bis ca. 30 cm (Schweinswal) bestimmt, während bei Robben zum Teil von einer direkten Konkurrenz durch die Freizeitfischerei auszugehen ist, da insbesondere Kegelrobben auch Fische in einer für Angler interessanten Größe erbeuten. Brasseur et al. (2010) fanden in der Nordsee bis zu 47 cm große Fische in einer Nahrungsanalyse von Kegelrobben. Durch die gesetzliche Begrenzung der täglichen Fangmenge (bag-limit, Kapitel 4.2.6) seit 2017 wird sich der Einfluss voraussichtlich verringern. Problematisch bleibt die Ausrichtung dieser Fischerei auf große Dorsche, die für die langfristige Erhaltung der Dorschbestände von zentraler Bedeutung sind. Beim östlichen Dorschbestand ist der Anteil großer Dorsche seit 2012 eingebrochen (Eero et al. 2015; ICES 2019a).

Weiterhin wirken sich **schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren** (Kapitel 6.1.7) aus. Unter anderem resultieren daraus mögliche Störungen durch den **Dauerschall unter Wasser** (Kapitel 5.6.2), der von zum Teil hoch motorisierten Motorbooten oder Angelkuttern ausgeht. Diese können jedoch nicht bewertet werden, da für Dauerschall keine Relevanzschwelle vorliegt. Über **Kollisionen** von Angelbooten mit Meeressäugetieren in der Ostsee liegen keine Angaben vor. **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 (Kapitel 5.6.11).

NSG „Fehmarnbelt“

Im Bereich des NSG „Fehmarnbelt“ liegen drei Häfen, von denen ganzjährig mit 13 Schiffen Hochseeangelfahrten angeboten werden (Kapitel 4.2.6.2). Die höchste Aktivität dieser Fahrzeuge im NSG wurde mit 10–13 Schiffen pro Tag in den Monaten Februar-April und September-Oktober festgestellt. Darüber hinaus findet die Freizeitfischerei mit einer unbekannten Anzahl privater oder gecharterter Boote statt. Die Freizeitfischerei richtet sich gezielt auf den Fang von Dorsch aus, der eine wichtige Nahrungsgrundlage des Schweinswals ist und zum Nahrungsspektrum der Seehunde gehört. Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale und Seehunde werden daher im NSG als mittel (2) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Im Bereich des NSG „Kadetrinne“ liegen zwei Häfen (Rostock und Warnemünde), von denen ganzjährig mit 16 Schiffen Hochseeangelfahrten angeboten werden (Kapitel 4.2.6.2). Die höchste Aktivität dieser Fahrzeuge im NSG wurde mit 1–2 Schiffen pro Tag in den Monaten Mai-Juni und August-September festgestellt. Darüber hinaus findet die Freizeitfischerei mit einer unbekannten Anzahl privater oder gecharterter Boote statt. Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale werden aufgrund der im Vergleich zum NSG „Fehmarnbelt“ größeren Entfernung der Häfen zum Gebiet als gering (1) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Bereich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegt der Hafen Sassnitz, von dem aus ganzjährig mit neun Schiffen Hochseeangelfahrten angeboten werden. Die Aktivität dieser Fahrzeuge im NSG ist jedoch gering (Navama 2016, vergleiche Kapitel 4.2.6.2). Darüber hinaus ist jedoch von einer umfangreichen Nutzung des NSG durch individuelle Bootsangler auszugehen (vergleiche Kapitel 4.2.6.2). Die Auswirkungen der Freizeitfischerei auf Schweinswale (für beide dort vorkommenden Populationen) und Kegelrobben werden aufgrund der Größe des Gebietes dennoch als gering (1) bewertet.

6.9.5 Gesamtauswirkungen der Freizeitfischerei

In diesem Kapitel sind die aktuellen Auswirkungen der Freizeitfischerei 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 65: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Freizeitfischerei.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Freizeitfischerei auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	0
	Riffe	3	1	2
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	1	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	2
	Trauerente	/	/	2
	Samtente	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	2
	Ohrentaucher	/	/	2
	Sterntaucher	/	/	2
	Prachttaucher	/	/	2
	Gelbschnabeltaucher	/	/	2
	Tordalk	/	/	2
	Trottellumme	/	/	2
	Gryllteiste	/	/	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	2	1	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2	1	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	2	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	2		1
Gesamtauswirkungen		8 von 24	2 von 8	8 von 36

6.10 Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen

Seit 1997 haben in der deutschen AWZ der Ostsee keine Aktivitäten zur Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen mehr stattgefunden (vergleiche Kapitel 4.2.7). Da eine aktuelle Nutzung somit nicht vorhanden ist, entfällt eine Darstellung in diesem Kapitel. Die möglichen Wirkfaktoren sind Tab. 58 zu entnehmen, Angaben zu den Empfindlichkeiten der Schutzgüter sind Kapitel 5 zu entnehmen. Die Nutzung kann potenziell in den NSG „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wieder auftreten (siehe Kapitel 4.5), da diese vollständig bzw. teilweise in Erlaubnisfeldern zur Aufsuchung liegen.

6.11 Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies

Eine Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies hat in der Vergangenheit nur im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ stattgefunden, zudem ist dies das einzige Gebiet, an das ein dänisches Bewilligungsfeld angrenzt (Kapitel 4.2.8.2). Auswirkungen von Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies werden daher nur für dieses Gebiet dargestellt und bewertet. Für die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ sind Auswirkungen eines Abbaus im jeweiligen Gebiet und Auswirkungen der jeweils in ca. 2 km Entfernung liegenden dänischen Bewilligungsfelder in die NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ hinein auszuschließen.

6.11.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im nördlichen Teil des NSG (Bereich II) befinden bzw. befanden sich zwar zwei Bewilligungsfelder für den Abbau von Sand und Kies; es findet aber bereits seit 2005 kein Abbau mehr statt (vergleiche Kapitel 4.2.8.2). Für die Bewertung sind daher nur die langfristigen und gegebenenfalls dauerhaften Auswirkungen dieses Abbaus relevant. Im Rahmen des aktuellen FFH-Berichts (Berichtsperiode 2013 bis 2018, BfN (2019)) wurde von einer möglichen Veränderung der Morphologie des LRT „Sandbänke“ durch den Abbau ausgegangen, diese lässt sich aber nicht mehr nachweisen. Eine solche Veränderung ist auch für den LRT „Riffe“ nicht auszuschließen. Untersuchungen dazu liegen allerdings nicht vor. Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften (inklusive Makrophyten) und Arten sind nicht mehr zu erwarten.

In dem unmittelbar an Bereich II angrenzenden dänischen Bewilligungsfeld hat in den letzten Jahren ein Abbau stattgefunden, so dass Auswirkungen auf Sedimente, Morphologie, Lebensgemeinschaften (inklusive Makrophyten) und Arten über verdriftendes Sediment möglich sind. Der Abbau erfolgte allerdings nur in geringem Umfang. Zudem ist in diesem Teil der Ostsee keine ausgeprägte Verdriftung zu erwarten (siehe Kapitel 4.2.8.2 und 5.2.2).

Insgesamt werden die Auswirkungen auf die LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ im Bereich II einschließlich des Anteils der Auswirkungen des Abbaus in dem dänischen Bewilligungsfeld als vernachlässigbar (0) eingestuft.

Die Beeinträchtigung von im Bereich II vorkommenden lebensraumtypischen Vogelarten Eisente („Sandbänke“ und „Riffe“) und Gryllteiste („Riffe“) durch die Folgen der physischen Lebensraum-/Biotopveränderung (Eisente) bzw. in Folge der aus dem dänischen Abbaugebiet in das NSG hineinreichenden Trübungsfahnen (Gryllteiste), wird an dieser Stelle nicht mit bewertet.

6.11.2 Auswirkungen Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Entsprechend der Ausführungen in Kapitel 4.2.8.2 liegt in Bereich III, in dem Finte und Stör geschützt sind, aktuell keine Nutzung vor. Der Sand- und Kiesabbau in dem an Bereich II angrenzenden dänischen Bewilligungsfeldes hat keine Auswirkungen auf den Bereich III.

6.11.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Mit der marinen Sand- und Kiesgewinnung gehen mehrere Wirkfaktoren einher, auf die Seevögel empfindlich reagieren (visuelle Störung, Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. -verlust, Schadstoffemission, Trübungsfahnen).

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet derzeit kein Abbau statt. Die Hauptbetriebspläne in den drei Bewilligungsfeldern im Nordteil des NSG sind abgelaufen und die Bewilligungen wurden bis auf eine aufgehoben (Kapitel 4.2.8.2). Allerdings wurde im Zeitraum 2011–2018 unmittelbar an das NSG angrenzend im dänischen Seegebiet am Adlergrund Sand und Kies entnommen (Kapitel 4.2.8.2). Angaben zu Jahreszeiten und Dauer dieser Aktivitäten liegen nicht vor, aufgrund der Abbaumengen ist aber von meist wenigen jährlichen (aber 2018 deutlich mehr) Fahrten auszugehen. Das dänische Abbaugebiet befindet sich in einem Bereich mit hohen Individuendichten der Eisente, es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass visuelle Störungen durch den Abbaubetrieb in das deutsche NSG hineinwirken. Dies gilt auch für die Gryllteiste, deren Vorkommen im NSG sich auf dem Adlergrund konzentriert. Bei dieser Art könnten zusätzlich beim Bodenabbau entstehende Trübungsfahnen Auswirkungen haben, weil die Vögel bei der visuellen Beuteortung unter Wasser behindert werden können. Aufgrund der zumeist nur geringen und nur 2018 hohen Intensität des Abbaubetriebs und der Entfernung des Abbaugebiets zum NSG ist von geringen Auswirkungen (1) der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Eisente und Gryllteiste auszugehen. Für andere Seevögel werden die Auswirkungen als vernachlässigbar eingeschätzt.

6.11.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Bei der industriellen Aufsuchung von Sand- und Kies-Lagerstätten werden vor allem Seitensichtsonare eingesetzt und Sedimentproben entnommen. Auswirkungen des resultierenden **Impulsschalls** auf Meeressäugetiere sind unter anderem abhängig vom verwendeten Quellpegel, der Ausrichtung und dem Frequenzbereich. Geräte mit höheren Frequenzen oberhalb von ca. 100 kHz sind aufgrund der geringeren Reichweiten für Meeressäugetiere in Bezug auf Störungen vermutlich wenig problematisch. Auch liegen sie außerhalb des von Robben hörbaren Frequenzbereichs. Allerdings senden sie auch Störgeräusche bei geringeren Pegeln in hörbaren Frequenzen aus (Deng et al. 2014).

Die Auswirkungen der eigentlichen Sand- und Kiesgewinnung auf Schweinswale und Robben ergeben sich vor allem aus dem von Schleppkopf-Saugbaggern (der sogenannte Hopperbagger) emittierten **Dauerschall** (Kapitel 5.6.2). Eine ausgeprägte Störwirkung von Baggerarbeiten ist an Großen Tümmlern nachgewiesen (Pirotta 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** (Kapitel 5.6.12) kommen. Eine physische Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. ein Lebensraum-/Biotopverlust (Kapitel 5.6.7) wirkt sich indirekt über den Pfad einer herabgesetzten Nahrungsverfügbarkeit aus: Eine geänderte Nahrungszusammensetzung mit verringerter Verfügbarkeit von Fischen mit ausreichendem Energiegehalt (Kapitel 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 „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ findet derzeit kein Abbau statt. Die Hauptbetriebspläne in den drei Bewilligungsfeldern im Nordteil des NSG sind abgelaufen (Kapitel 4.2.8.2). Ein Abbau fand im Bewertungszeitraum 2011–2018 in dänischen Gewässern unmittelbar östlich angrenzend an den Bereich II des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ statt (Kapitel 4.2.8.2). Für Kegelrobben ist Dauerschall aufgrund der möglichen Maskierung von Paarungsrufen von besonderer Relevanz. Kegelrobben kommen im NSG in nur geringer Dichte vor. Für die Beurteilung von Störungen durch Dauerschall liegen keine Relevanzschwellen vor, so dass eine Beurteilung des Parameters Dauerschall in Bezug auf Störungen nicht möglich ist. Auch die Dichte von Schweinswalen ist im NSG nur gering. Allerdings kommen im Winter Schweinswale der vom Aussterben bedrohten Population der zentralen Ostsee vor, so dass deren Schutzbedürfnis als besonders hoch einzustufen ist. Die Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf Schweinswale (für beide dort vorkommenden Populationen) und

Kegelrobben werden aufgrund der im Bewertungszeitraum zunächst nur geringen, ab 2018 jedoch sprunghaften ansteigenden Abbaumenge (Tab. 56) insgesamt mit gering (1) bewertet.

6.11.5 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 (s Tab. 66). Außerdem erfolgt eine schutzgutübergreifende Einschätzung der Gesamtauswirkungen auf die Schutzgüter auf Basis der Schutzgutgruppen (siehe Einleitung Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 66: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgrup-pen	Schutzgüter	Auswirkungen der Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	-	/	0
	Riffe	-	-	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	-	/	/
	Makrophytenbestände	-	/	0
Fische	Finte	/	/	-
	Stör	/	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			-
Benthosfresser	Eisente	/	/	1
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulen-fresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Oberflächen-fresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	-	-	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-	/	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	-	/	-
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	-		1
Gesamtauswirkungen		-	-	4 von 36

6.12 Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen

6.12.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

NSG „Fehmarnbelt“ und NSG „Kadetrinne“

Durch das NSG „Fehmarnbelt“ verläuft ein nicht mehr genutztes Kommunikationskabel. Weiterhin ist ein Kommunikationskabel mit unbekannten Status im Gebiet ausgewiesen. Diese beiden Kabel verlaufen außerhalb der dortigen Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“. Auswirkungen sind daher nicht vorhanden. Ob im Trassenbereich Vorkommen von KGS-Biotopen liegen ist nicht bekannt.

Durch das NSG „Kadetrinne“ verläuft ein Kommunikationskabel (Kapitel 4.3.1.2). Das Kabel verläuft durch ein gemeldetes Vorkommen des LRT „Riffe“.

Kommunikationskabel weisen auch im Betrieb im Gegensatz zu Stromkabeln keine nennenswerten elektromagnetischen Felder auf und emittieren keine Wärme. Im Bereich von Schifffahrtsstraßen werden sie in der Regel im Meeresboden verlegt. Da sie einen geringen Durchmesser haben, führen sie auch bei Verlegung auf dem Meeresgrund nur zu einer sehr kleinräumigen Habitatveränderung. Vor diesem Hintergrund werden die Auswirkungen der bestehenden Kabel auf „Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“ (NSG „Fehmarnbelt“) und den LRT „Riffe“ (NSG „Kadetrinne“) als vernachlässigbar (0) eingestuft.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Durch das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ verlaufen zwei Kommunikationskabel. Nur eines der beiden Kabel ist noch in Betrieb. Im Bereich IV zwischen den Bereichen I, II und III verläuft die 2010–2012 verlegte Gaspipeline „Nord Stream“ mit zwei einzelnen Leitungen durch das Gebiet. Eine Erweiterung um zwei Leitungen „Nord Stream 2“ ist genehmigt und z.T. bereits im Bau.

Die Auswirkungen des noch in Betrieb befindlichen Kommunikationskabels auf den LRT „Riffe“ (inklusive gegebenenfalls vorhandener Makrophytenbestände) sind wie oben bereits beschrieben sehr gering und werden daher als vernachlässigbar (0) eingestuft. Dies gilt auch für den LRT „Sandbänke“. Die auf dem Meeresboden verlegten Gaspipelines führen zu einer dauerhaften Veränderung des Meeresbodens, die Verlegung ist zudem mit einer Resuspension von Sediment verbunden gewesen. Da die Gaspipelines aber ebenso wie das außer Betrieb befindliche Kommunikationskabel außerhalb der Vorkommen der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ verlaufen, haben sie keine Auswirkungen auf die LRT.

6.12.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

Für Finten und Störe 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 Nahrungs-

flächen bewirken. In der Betriebsphase sind elektromagnetische Felder im Nahbereich von Kabeln relevant. Welche Auswirkungen elektromagnetische Felder auf die Finte und den Stör haben, ist nicht abschließend geklärt. „Orientierungsstörungen“ im Bereich elektromagnetischer Felder betreffen vermutlich auch diese Arten (siehe Kapitel 5.3.4), sind aber wahrscheinlich lokal ausgeprägt und lösen keine relevanten Einschränkungen aus.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Das NSG wird von mehreren Kabeln und Rohrleitungen gequert, von denen die Nord Stream-Pipeline zum Teil im Bewertungszeitraum verlegt wurde. Zudem ist „Nord Stream 2“ teilweise im Bau (Kapitel 4.3.1, Abb. 58, Stand Juni 2019). Die Auswirkungen auf Finten und Störe werden jeweils als vernachlässigbar (0) eingestuft, da die relevanten Wirkungen nur lokal während der Bauphase (Schallemissionen, Trübungsfahnen) auftreten. Zudem verlaufen alle noch in Betrieb befindlichen Kabeln und Rohrleitungen außerhalb des Bereichs III, in dem beiden Arten gemäß Schutzgebietsverordnung geschützt sind.

6.12.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Bei der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen sind für Seevögel der sowohl mit dieser Nutzung verbundener Schiffsverkehr und Baubetrieb als auch die Lebensraum-/Biotop-veränderungen bzw. die Lebensraum-/Biotopverluste durch physische Eingriffe in den Meeresboden zu betrachten. Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verluste betreffen vor allem Vogelarten, für die Muscheln und mit Lebensräumen am Meeresgrund assoziierte Fische eine wichtige Nahrungsquelle darstellen (Meeresenten, Lappen- und Seetaucher, Alkenvögel). Eine Störung des Lebensraums von Muscheln und Fischen könnte zu einer Verringerung des Nahrungsangebots führen. Bei der Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen ist auch mit Trübungsfahnen zu rechnen, welche visuell unter Wasser Nahrung suchende Vögel beeinträchtigen können (Kapitel 5.4.11). Von Schiffen ausgehende visuelle Störungen (Kapitel 5.4.8), aber auch eine vorübergehende Barrierewirkung, könnten, wie bei anderen Formen der Schifffahrt, sowohl Meeresenten und Alkenvögel als auch See- und Lappentaucher betreffen (Kapitel 5.4.6), während Abfall- und Schadstoffemissionen für alle Arten mehr oder weniger relevant sind (Kapitel 5.4.9 und 5.4.10). Der Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen hat auf Vögel keine direkten Auswirkungen.

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wurde zwischen April 2010 und Juni 2011 und von November 2011 bis April 2012 die Rohre für die Gaspipeline „Nord Stream“ verlegt. Im betroffenen Gebiet zwischen Adlergrund und Oderbank kommen alle Vogelarten, die Empfindlichkeiten gegenüber den von einem solchen Eingriff ausgehenden Wirkfaktoren zeigen (Meeresenten, Lappen- und Seetaucher, Alkenvögel), vor, allerdings in vergleichsweise geringen Individuendichten. Es ist davon auszugehen,

dass visuelle Störungen und Trübungsfahnen nur kurzzeitig (mehrere Tage bis wenige Wochen) gewirkt haben und dass Lebensraumveränderungen insgesamt nur eine kleine Fläche betreffen. Aufgrund dieser 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.

6.12.4 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 vieler Schiffe verbunden. Durch diese und die am Meeresboden stattfindenden Verlegearbeiten entsteht Dauerschall (Kapitel 5.6.2) sowie weitere schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kapitel 6.1.7). Trübungsfahnen können eine Resuspension von Schadstoffen (Kapitel 5.6.12) bewirken. Bei Rohrleitungen kann es zu Havarien mit Austritt von Schadstoffen kommen, die jedoch hier nicht bewertet werden. Fertig erstellte Rohrleitungen werden nach Beendigung der Verlegearbeiten auf ihre Dichtigkeit geprüft. Dabei können schadstoffhaltige Substanzen eingesetzt werden, die anschließend eingeleitet 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. Beseitigungen von militärischen Altlasten durch Sprengungen werden konkret in Kapitel 6.15.4 behandelt.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ wurde zwischen April 2010 und Juni 2011 und von November 2011 bis April 2012 die Rohre für die Gaspipeline „Nord Stream“ verlegt (Kapitel 4.3.1). Aktuell befindet sich zudem „Nord Stream 2“ teilweise im Bau (Stand Juni 2019). Die Störungen durch Dauerschall waren räumlich auf jeweils einen geringen Flächenanteil begrenzt und wahrscheinlich reversibel (Untersuchungen dazu liegen nicht vor). Das Vorhandensein von Kabeln und Pipelines im Gebiet hat allenfalls geringe Auswirkungen auf Schweinswale beider dort vorkommenden Populationen und Kegelrobben, da alle relevanten Wirkfaktoren (siehe oben) baubedingt sind. Insgesamt werden die Auswirkungen als gering (1) bewertet.

6.12.5 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 67: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Verlegung und des Betriebs von Kabeln und Rohrleitungen auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	-	/	0
	Riffe	-	0	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	-	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	0
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	0	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	0	1
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	0	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		1
Gesamtauswirkungen		0 von 24	0 von 8	2 von 36

6.13 Energieerzeugung aus Wind

In die Beurteilung der Auswirkungen von Rammarbeiten wurde mit einbezogen, dass eine Berücksichtigung des Schallschutzes im Rahmen der Genehmigungsverfahren gängige Praxis ist. Seit 2011 ist die Verwendung von geeigneten Schallschutzmaßnahmen in den Nebenbestimmungen zur Genehmigung vorgeschrieben. Seit 2014 liegt der Stand der Technik vor, so dass der Grenzwert (160dB SEL/190 dB SPL in 750 m Entfernung) zuverlässig und im Rahmen des Baumonitorings überprüfbar eingehalten werden kann (Zeiler 2018).

6.13.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Im Zusammenhang mit der Energieerzeugung aus Wind sind Lebensraum-/Biotopveränderungen bzw. -verluste, Trübungsfahnen, Schall-emissionen sowie Schadstoff- und Abfalleinträge potenziell relevant. Für die hier betrachteten Schutzgüter wirken sich die aus dem Bau und dem Betrieb eines OWP resultierenden Auswirkungen im Wesentlichen auf die Fläche des jeweiligen OWP bzw. sein näheres Umfeld aus (vergleiche Kapitel 5.2.1, 5.2.2, 5.2.4 und 5.2.7). Da sich in allen drei NSG derzeit weder Windparks befinden noch geplant sind und OWP gemäß Verordnung über die Raumordnung (AWZ Ostsee-ROV) vom 21. September 2009 in den Schutzgebieten in der deutschen AWZ der Ostsee auch nicht genehmigungsfähig sind (vergleiche Kapitel 4.3.2.2), werden die auf die Fläche des jeweiligen OWP bzw. sein näheres Umfeld wirkenden Wirkfaktoren nicht weiter betrachtet. Trübungsfahnen, Schallemissionen sowie Schadstoff- und Abfalleinträge wirken in einem hier bewertungsrelevanten Maße nur in wenigen Kilometer Umkreis um einen OWP. Da bei den NSG „Fehmarnbelt“ und „Kadetrinne“ die nächstgelegenen OWP mindestens 5 km entfernt sind (Kapitel 4.3.2.2), kann eine Betrachtung für diese beiden NSG vollständig entfallen.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

In der Nähe des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ befinden sich die jüngst in Betrieb gegangenen OWP „Wikinger“ (Oktober 2018) und „Arkona Becken Südost“ (April 2019). Der Abstand zum NSG beträgt knapp 3 km zu Bereich I bzw. ca. 1,5 km zu Bereich II (Abb. 59). Der Installations- und Servicehafen der OWP „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ ist Mukran. Der Verkehr zu dem Windpark verlief im Jahr 2016 durch den Bereich I.

Durch den Bau der OWP sind Sedimentverdriftungen in das Gebiet hinein sowie eine temporäre Beeinträchtigung von Fischen durch Schall[169] möglich. Die Auswirkungen auf die LRT „Riffe“ (inklusive Makrophytenbestände) und „Sandbänke“ werden aber als vernachlässigbar (0) eingestuft, da durch die Entfernung von mindestens 1,5 km kaum Sedimenteinträge und nur ein geringer Schalleintrag zu erwarten sind. Auch der zusätzli-

[169] Hier ist auch der Schiffsverkehr durch das NSG zu berücksichtigen.

che Schiffsverkehr durch das NSG führt vor dem Hintergrund des vorhandenen Schiffsverkehrs nur zu einer vernachlässigbaren Störung der lebensraumtypischen Fischarten. Die Auswirkungen auf die lebensraumtypischen Vogelarten (Kapitel 6.13.3) bzw. die daraus resultierende Veränderung im LRT werden an dieser Stelle nicht bewertet.

6.13.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

Für Finten und Störe sind im Zusammenhang mit der Energieerzeugung aus Wind (OWP) Schallemissionen und elektromagnetische Felder potenziell relevant.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Schutzgebiet selbst befinden sich keine Windparks und es liegen keine Planungen diesbezüglich vor. Die nordwestlich des NSG im Betrieb befindlichen Windparks „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ sind mind. 25 km von Bereich III entfernt, in dem beiden Arten gemäß Schutzgebietsverordnung geschützt sind (Kapitel 4.3.2). Eventuelle Auswirkungen auf Finten und Störe (Vergrämung, Verhaltensänderungen) sind daher als vernachlässigbar (0) einzustufen.

6.13.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Meeresenten, Seetaucher und Alkenvögel gelten als empfindlich gegenüber den Wirkfaktoren, die von der Energieerzeugung aus Wind ausgehen (Kapitel 5.4.5, 5.4.6, 5.4.8). Über Analogieschlüsse gilt dies auch für Lappentaucher. Es summieren sich dabei Auswirkungen, die von den Windenergieanlagen selbst ausgehen und jene, die vom Schiffs- und Flugverkehr hervorgerufen werden. Die je nach Art mehr oder weniger deutliche Meidung gegenüber Offshore-Windparks (Dierschke et al. 2016; Vanermen & Stienen 2019) ist größtenteils auf visuelle Störung zurückzuführen, die von Windenergieanlagen, Schiffen und Helikoptern ausgehen (Kapitel 5.4.8). Arten, die Windenergieanlagen nicht oder nur teilweise meiden, unterliegen bei Flugbewegungen innerhalb eines Windparks dem Risiko, mit den Turbinen und insbesondere mit den Rotorblättern zu kollidieren. Dies betrifft die Sturmmöwe (Kapitel 5.4.7).

Innerhalb des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ befindet sich kein Windpark. Die nordwestlich des NSG befindlichen Windparks „Wikinger“ (Baubeginn 2016, in Betrieb seit 2018) und „Arkona Becken Südost“ (Baubeginn 2017, in Betrieb seit 2019) sind knapp 3 km von Bereich I und 1,5 km von Bereich IV (zugleich Bereich II) entfernt. Damit können von den Windenergieanlagen selbst ausgehende Beeinträchtigungen für die meisten Vogelarten im NSG ausgeschlossen werden. Aber insbesondere die aktuellen Auswertungen des umfangreichsten Datenbestandes aus Bau-, Betriebs- und FFH/SPA-Monitoring durch das FTZ Westküste zeigen, dass Scheuchabstände von Sterntauchern gegenüber OWP statistisch signifikant bis in 12 km nachweisbar sind und es rechnerisch zu einem vollständigen Habitatverlust in einem Bereich von 5,5 km um OWP kommt

(Garthe et al. (2018); Mendel et al. (2019), siehe auch Kapitel 5.4.5). Es ist entsprechend davon auszugehen, dass das Rastvorkommen im Nordteil des NSG (Bereiche I und II), aber auch der Flugweg dorthin (Barrierewirkung, Kapitel 5.4.6) beeinträchtigt werden kann. Dies betrifft nur einen kleinen Teil des Seetaucher-Rastbestands im NSG, dessen räumlicher Schwerpunkt weiter im Süden des NSG liegt.

Der Schiffsverkehr zu den Offshore-Windparks „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ verläuft von Mukran aus durch Bereich I. Während für die dort anwesenden Sturmmöwen keine Störungen anzunehmen sind, ist damit zu rechnen, dass die dort laut Kapitel 3.4 rastenden Eis-, Trauer- und Samtenten sowie Stern- und Prachttaucher durch diesen Schiffsverkehr gestört werden. Alle anderen Seevogelarten, die gegenüber Schiffsverkehr empfindlich sind, rasten im Bereich I nicht oder in sehr geringen Individuendichten.

Für Eis-, Trauer- und Samtente werden die Störungen durch den mit dem Bau der Windparks „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ verbundenen Schiffsverkehr aufgrund der im Vergleich zu den Vorkommensschwerpunkten niedrigeren Individuendichten als gering (1) eingestuft. Für Stern- und Prachttaucher werden die Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind im Bewertungszeitraum aufgrund der in die Bereiche I und II hinein reichenden Störungen und des durch Bereich I verlaufenden Schiffsverkehrs als mittel (2) eingestuft. Für den Gelbschnabeltaucher, der in Bereich I bisher nicht nachgewiesen wurde (Abb. 22), erfolgt eine Einstufung der Auswirkungen als gering (1). Für alle anderen Seevogelarten ist davon auszugehen, dass Auswirkungen fehlen oder vernachlässigbar (0) sind.

6.13.4 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 (Kapitel 5.6.1) während der Gründungsarbeiten und Dauerschall unter Wasser (Kapitel 5.6.2) durch baubedingte und Serviceverkehre sowie Betriebsgeräusche zusammen. Da für Dauerschall keine Relevanzschwelle existiert, kann dessen Störungsaspekt nicht genau 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. Darüber hinaus sind Reaktionen von Schweinswalen, Kegelrobben und Seehunden auf individuelle Schiffsvorbeifahrten in Form von ausgeprägtem Vermeideverhalten, Verringerung des Jagdverhaltens und Störung des Ruheverhaltens dokumentiert (Wisniewska et al. 2018; Mikkelsen et al. 2019) (Kapitel 5.6.2).

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 liegender Baustellen in die Schutzgebiete hinein. Seit 2011 erfolgt der standardmäßige Einsatz von Schallminderungssystemen bei Rammarbeiten an allen OWP in der deutschen AWZ der Nordsee und Ostsee. Schallminderungsmaßnahmen sind dabei nach Stand der Technik vorgesehen. Zusätzliche schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren (Kapitel 6.1.7) durch Bau und Betrieb werden gebietsspezifisch berücksichtigt. Die für Robben relevanten Wirkfaktoren visuelle Störungen (Kapitel 5.6.10) und Impulsschall an der Luft (Kapitel 5.6.3) werden vermutlich durch andere Wirkfaktoren wie Impulsschall unter Wasser überlagert und nicht gesondert betrachtet. Kollisionen (Kapitel 5.6.9) 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. 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 zweithöchsten Kategorie (Kl. II) (Bernotat & Dierschke 2016).

Der Bau von Offshore-Windparks und insbesondere die Gründung der Fundamente mithilfe von Impulsrammungen führt bei Schweinswalen (Tougaard et al. 2009; Dähne et al. 2013) und Robben (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 hat ein solcher temporärer Habitatverlust möglicherweise das Potenzial für eine akustische Barrierewirkung (Kapitel 5.6.8), vor allem im Bereich von Meerengen, in denen Ausweichbewegungen sehr stark beschränkt sind. 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, siehe oben) und langfristige Auswirkungen auf die Population zu unterscheiden. Eine Verringerung der Population der zentralen Ostsee würde das Aussterberisiko erhöhen (ASCOBANS 2016). Auch eine Verringerung der Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat hätte Auswirkungen auf die NSG selbst. Das Schweinswalvorkommen in der deutschen AWZ steht in Verbindung mit dem Vorkommen in anderen Bereichen der Ostsee, so dass alle drei NSG eine wichtige Rolle für die Wanderung von Schweinswalen spielen (Benke et al. 2014). Die Besonderheiten der beiden Ostseepopulationen (schlechterer Erhaltungszustand als die Nordseepopulation, kleines Verbreitungsgebiet, ausgeprägte Wanderungen in West-Ost Richtung) und der

Geographie der Ostsee (kanalartig verengtes Meeresgewässer mit nur geringem Anteil der AWZ mit der Möglichkeit zur Ausbildung von Schichtungen) sowie Besonderheiten in der Schallausbreitung (nicht prognostizierbare Schallkanäle) müssen insbesondere bei der Beurteilung der Erheblichkeit von Störungen berücksichtigt werden. Dies bedingt unter anderem, dass Störungen im Sinne des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG nur ausgeschlossen werden können, wenn Lärmschutzwerte eingehalten werden und eine Koordinierung von Rammaktivitäten vorgenommen wird, so dass zusammen mit anderen lärmintensiven Arbeiten wie Baggerungen oder Rammungen anderer Windparks keine Lärmbarrieren (Kapitel 5.6.8) entstehen.

NSG „Fehmarnbelt“

Fünf Kilometer nordöstlich des NSG „Fehmarnbelt“ befindet sich der dänische Windpark „Rödsand 2“ mit 90 OWEA, die auf Schwerkraftfundamenten errichtet wurden. Er wurde bereits vor dem Bewertungszeitraum (am 12. Oktober 2010) in Betrieb genommen. Da die für die Wartungsarbeiten nötigen von Rødby aus durchgeführten Schiffsfahrten nicht in die Nähe des NSGs führen, werden die Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Östlich des NSG „Kadetrinne“ befindet sich im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommers der OWP „EnBW Baltic I“ mit 21 Windenergieanlagen und einer Umspannplattform. Die Fundamentgründung erfolgte bereits vor dem Bewertungszeitraum (von März bis September 2010) im Impulsrammverfahren ohne Schallminderung. Die Entfernung zum NSG beträgt 15 km, so dass wahrscheinlich Vermeidungsreaktionen von Schweinswalen im Schutzgebiet auftraten (vergleiche Tougaard et al. 2009, Dähne et al. 2013). Insgesamt werden die Auswirkungen auf Schweinswale als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Mittelpunkte der nordwestlich des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ befindlichen OWP „Wikinger“ (in Betrieb seit Oktober 2018) und „Arkona Becken Südost“ (in Betrieb seit April 2019) sind ca. 8,6 km bzw. 6,3 km von Bereich I und ca. 10,4 km bzw. 5 km von Bereich II entfernt (Kapitel 4.3.2). Rammarbeiten am OWP „Wikinger“ traten ab März 2016 und am OWP „Arkona Becken Südost“ ab August 2017 auf. Von den Rammarbeiten ausgehende Störungen von Meeressäugetieren werden gemäß BMU (2013) für einen Radius von 8 km um die Mitte des jeweiligen Windparks angenommen und betrafen somit nur beim OWP „Arkona Becken Südost“ das NSG. Trotz Schallminderungsmaßnahmen ist vor allem im Bereich I davon auszugehen, dass es während der Rammarbeiten zu Störungen kam. Die Rammarbeiten für den OWP „Arkona Becken Südost“ reichten

bis in den November 2017[170] und damit in die Jahreszeit, in der Schweinswale der vom Aussterben bedrohten Population der zentralen Ostsee normalerweise anwesend sind (vergleiche Benke et al. 2014). Bei der Bewertung der Beeinträchtigung ist daher insbesondere zu berücksichtigen, dass nachteilige Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der lokalen Population immer dann besonders schwerwiegend sind, wenn Exemplare seltener oder stark gefährdeter Arten bzw. Populationen beeinträchtigt werden. Allerdings betraf dies bezogen auf den Bewertungszeitraum nur eine sehr kurze Zeit.

Der Schiffsverkehr zu den Baustellen der OWP „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ verlief von Mukran auf Rügen aus durch Bereich I. In Abhängigkeit der Verkehrsbündelung traten dabei lokal hohe Schiffsverkehrsdichten auf. Servicefahrzeuge werden die gesamte Betriebsphase über regelmäßig zu den OWPs fahren. Diese hohe Verkehrsbündelung kann lokal zu einer hohen Dauerschallbelastung in großer Häufigkeit und zu Störungen führen. Bei Kegelrobben kann der Dauerschall zu Maskierung arteigener Kommunikationslaute führen, aufgrund der hohen Reichweiten tieffrequenten Schalls wahrscheinlich auch über größere Entfernungen.

Insbesondere Crewtransport- und Servicefahrzeuge fahren mit hohen Geschwindigkeiten, woraus eine hohe Störwirkung auf Meeressäugetiere (Kapitel 5.6.2) und eine hohe Wahrscheinlichkeit von Kollisionen (Kapitel 5.6.9) 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 mit mittel (2) und auf Kegelrobben mit gering (1) bewertet. Die Bewertung für den Schweinswal bezieht sich auf die vom Aussterben bedrohte Population in der östlichen Ostsee, während die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat weniger betroffen ist.

[170] Quelle: https://www.offshorewind.biz/2017/11/09/all-monopiles-installed-at-arkona-offshore-wind-farm-tps-next/; 12.07.2019

6.13.5 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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 68: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Energieerzeugung aus Wind auf die Schutzgüter in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	-	/	0
	Riffe	-	-	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	-	/	/
	Makrophytenbestände	-	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	1
	Trauerente	/	/	1
	Samtente	/	/	1
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			1
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	2
	Prachttaucher	/	/	2
	Gelbschnabeltaucher	/	/	1
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			2
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	0	0	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0	0	2
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	0	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	0		1
Gesamtauswirkungen		0 von 24	2 von 8	6 von 36

6.14 Militärische Aktivitäten

Eine Bewertung der Auswirkungen militärischer Aktivitäten ist in Erarbeitung. Aufgrund der Empfindlichkeiten insbesondere der Meeressäugetiere und Seevögel gegenüber einigen Wirkfaktoren militärischer Nutzungen (Kapitel 5) ist davon auszugehen, dass Auswirkungen auf diese Schutzgüter bestehen können.

6.15 Beseitigung militärischer Altlasten

6.15.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Militärische Altlasten in Form von Blindgängern und vor allem nach Ende des 2. Weltkriegs versenkten Kampfmitteln können in der gesamten deutschen AWZ der Ostsee vorkommen (vergleiche Kapitel 4.4.2.2). Da die Beseitigung militärischer Altlasten zur Gefahrenabwehr erfolgt, kann sie prinzipiell jederzeit in der gesamten deutschen AWZ der Ostsee erforderlich werden. Eine Prognose über Lage, Art, Umfang und Zeitpunkte ist deshalb nicht möglich. Vor allem im Rahmen der zukünftigen Verlegung von Kabeln und Rohrleitungen kann eine Beseitigung militärischer Altlasten in den NSG notwendig werden. Die Beseitigung erfolgt in der Regel durch Sprengung, was mit einer lokalen Störung, einer Lebensraum-/Biotopveränderung bzw. einem Lebensraum-/Biotopverlust sowie der Entstehung von Trübungsfahnen und Impulsschall verbunden ist (Kapitel 4.4.2.1). 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 (vergleiche Kapitel 6.12.1 und 6.11.1). Wenn auf Vermeidungsmaßnahmen (zum Beispiel Blasenschleiertechnologie) verzichtet wird, werden Individuen lebensraumtypischer Fischarten, die sich im Umfeld einer Sprengung aufhalten, diese wahrscheinlich nicht überleben. Auch bei tauchenden lebensraumtypischen Vögeln ist mit Schädigungen zu rechnen (Kapitel 5.4.1)

Zudem können durch Korrosion der Munitionshüllen aus der Altmunition sowie Sprengungen Schadstoffe, vor allem sprengstofftypische Verbindungen und Schwermetalle freigesetzt werden. Diese werden durch filtrierende Organismen angereichert. In Muscheln in einem Gebiet in der Kieler Bucht, in dem viele Munitionsteile durch Sprengungen zerlegt worden sind, wurden über 50 fache höhere Konzentrationen von TNT und dessen Abbauprodukten 2-ADNT und 4-ADNT festgestellt als an einem benachbarten Vergleichsgebiet mit abgelagerter Munition (Strehse et al. 2017; Appel et al. 2018). Auch in Klieschen aus einem Munitionsversenkungsgebiet wurden sprengstofftypische Verbindungen nachgewiesen. Die Klieschen wiesen eine gegenüber unbelasteten Gebieten deutlich erhöhte Befallsrate mit Lebertumoren auf (Deutscher Bundestag 2019). Dieser Wirkpfad kann an dieser Stelle nicht weiter konkretisiert werden, da zu vorhandenen Mengen und Verteilung sowie Toxizität keine ausreichenden Informationen vorliegen (vergleiche Kapitel 4.4.2.2).

NSG „Fehmarnbelt“

Aus dem NSG „Fehmarnbelt“ sind einige Munitionsfunde unter anderem aus dem Bereich des LRT „Sandbänke“ bekannt, 2016 fand eine Sprengung statt (Kapitel 4.4.2.2). Diese hat 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 die LRT „Sandbänke“ und „Riffe“ (inklusive Makrophytenbestände) daher als vernachlässigbar (0) eingestuft. Für den Biotoptyp KGS wurden keine lebensraumtypischen Fischarten definiert. Mögliche temporäre Auswirkungen der Sprengung wie eine Resuspension von Sediment, Senkenbildung und Schädigung des Makrozoobenthos sind aufgrund der Beschränkung auf wenige Quadratmeter um die Sprengung herum vernachlässigbar (0), langfristige Auswirkungen sind auszuschließen.

NSG „Kadetrinne“

Im Gebiet befinden sich unter anderem im Bereich des LRT „Riffe“ munitionsbelastete Flächen bzw. Munitionsverdachtsflächen. Sprengungen fanden in den letzten Jahren im Gebiet nicht statt (Kapitel 4.4.2.2).

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Bereich I befindet sich eine Munitionsverdachtsfläche, Sprengungen fanden in Bereich IV (außerhalb der Bereiche I, II und III, daher nicht bewertungsrelevant) und nördlich des Bereiches II außerhalb des NSG statt. Auswirkungen auf die vor allem lebensraumtypischen Fischarten der LRT und den Biotoptyp „Makrophytenbestände“ im NSG sind daher vernachlässigbar (0).

6.15.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Einzelne Finten und Störe im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ könnten durch Sprengungen bei der Beseitigung von militärischen Altlasten durch die Druckwelle getötet werden, in größerer Entfernung ist eine Fluchtreaktion zu erwarten. Da alle Sprengungen außerhalb des Bereichs III stattgefunden haben, in dem beiden Arten gemäß Schutzgebietsverordnung geschützt sind, sind keine Auswirkungen auf Finte und Stör im NSG vorhanden.

6.15.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Bei der Beseitigung militärischer Altlasten sind zum einen Unterwasserexplosionen bei der Sprengung von Munition (Wirkfaktor: Impulsschall unter Wasser), zum anderen die in diesem Zusammenhang auftretende Schifffahrt (Wirkfaktoren: vor allem visuelle Störung, auch Abfall- und Schadstoffemissionen) zu berücksichtigen. Von Impulsschall unter Wasser sind bei Sprengungen in erster Linie tauchende Arten betroffen, vor allem Meeresenten, Lappen- und Seetaucher sowie Alkenvögel. Bei Exposition gegenüber Unterwasserexplosionen besteht grundsätzlich die Gefahr physischer Schäden (Kapitel 5.4.1). Störungen durch die beteiligten Schiffe würden besonders Vögel der genannten Gruppen betreffen, während Abfall- und Schadstoffemissionen auf alle Arten wirken würden. Im NSG bzw. in dessen unmittelbarer Umgebung haben im Bewertungszeitraum (2010–2015) nur wenige Sprengungen außerhalb des Gebietes stattgefunden (Abb. 61), so dass die Auswirkungen für alle Vogelarten als 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** (Kapitel 6.1.7) verbunden. Schwerer wiegen aber die Wirkfaktoren **Impulsschall** (Kapitel 5.6.1) und **Schadstoffeinträge** (Kapitel 5.6.12) durch Detonationen sogenannter Sperrmunition (vor allem Minen), die generell als handhabungsunsicher gilt und daher in der Regel durch Sprengung beseitigt wird. Kleinere, gut identifizierbare Munitionsteile werden meistens sprengungsfrei 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 immer bekannt, ob im Einzelfall eine Minderung der Schockwelle mit Blasenschleier erfolgt ist. Weiterhin wird bei Verwendung eines Schallminderungssystems keine Effizienzkontrolle vorgenommen.

NSG „Fehmarnbelt“

Im NSG „Fehmarnbelt“ ist mit dem Auftreten von Minen aus dem 1. und 2. Weltkrieg und weiterer Munition zu rechnen (Kapitel 4.4.2). Diese werden jedoch nur anlassbezogen (d.h. bei konkreten Funden) beseitigt. Eine Reihe von Sprengungen bzw. sprengtechnische Entschärfungen (Absprengung des Gerätekastens mithilfe einer Sprengschnur mit geringer Ladungsgröße) fanden 2016 auf dem Kiel-Ostsee-Weg und dem Lübeck-Gedser-Weg, die im Bereich des NSG liegen, statt (Kapitel 4.4.2.2). Derartige Sprengungen können zu Verletzungen von Schweinswalen und Seehunden führen (Kapitel 5.6.1).

Durch die Sprengung eines Torpedokopfes 2016 ohne Blasenschleier ca. 15 sm südöstlich des NSG sind keine Verletzungen von Meeressäugetieren im NSG durch die Schockwelle zu erwarten. Die sprengtechnische Entschärfung (25 Grundminen im Westen des NSG, Kapitel 4.4.2.2) mithilfe einer Sprengschnur (150 g Sprengstoff) birgt trotz der geringen Ladungsgrößen ein Risiko von Verletzungen oder Hörschäden (vergleiche Thiele & Stepputat 1998, Koschinski 2011). Bei allen Sprengungen setzt der Kampfmittelräumdienst akustische Vergrämer ein, die von Schweinswalen in einem Entfernungsbereich von mindestens 800 m gemieden werden (Brandt et al. 2013b), wodurch das Verletzungsrisiko bei kleinen Sprengladungen deutlich verringert wird. Bei Seehunden ist die Vergrämungswirkung jedoch fraglich (Mikkelsen et al. 2017). Insgesamt werden die Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde als gering (1) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Im NSG „Kadetrinne“ ist mit dem Auftreten von Minen aus dem 1. und 2. Weltkrieg und weiterer Munition zu rechnen (Kapitel 4.4.2). Die Sprengung von drei im Jahr 2013 auf dem Oberdeck eines Wracks in der Kadetrinne gefundenen Wasserbomben erfolgte nicht im Gebiet selbst sondern in Landnähe. Die Sprengung eines Torpedokopfes 2016 ohne Blasenschleier ca. 12 sm westlich des NSG (Kapitel 4.4.2.2) erfolgte in einer Entfernung, in der keine Verletzungen von Meeressäugetieren im NSG durch die Schockwelle zu erwarten sind. Insgesamt werden die Auswirkungen auf Schweinswale als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ ist mit dem Auftreten von Munition aus dem 1. und 2. Weltkrieg zu rechnen. Diese wird jedoch nur anlassbezogen bei konkreten Funden beseitigt.

Mehrere Sprengungen von Altmunition kleiner (Granaten) und großer Kaliber (Ankertauminen, Wasserbomben) erfolgten bei Räumarbeiten entlang einer Kabeltrasse westlich des NSG sowie im Baufeld eines Windparks nördlich des NSG (Kapitel 4.4.2.2). Bei diesen Sprengungen wurde vermutlich ein Blasenschleier eingesetzt (Kapitel 4.4.2.2). Die nördlich in der Nähe des Bereich I erfolgten bekannten und verortbaren Sprengungen (Abb. 61) haben in einer Entfernung zum NSG stattgefunden, in der Verletzungen oder Hörschäden bei Tieren im NSG möglich sind. Die weiter südlich an der Trasse liegende Sprengungen dürften keine Auswirkungen auf die Meeressäugetiere im NSG gehabt haben, da ihre Entfernung zum NSG über 10 km betrug (Abb. 61).

Bei den bekannten aber nicht verortbaren Sprengungen entlang der Kabeltrasse sind aufgrund der Entfernung zum NSG ebenfalls nur für den nördlichen Teil der Kabeltrasse Verletzungen oder Hörschäden bei Tieren im NSG möglich.

Daneben wurde eine unbekannte Zahl weiterer Sprengungen durchgeführt, deren Auswirkungen nicht bewertet werden können, da sowohl Zeitpunkt als auch Lage unbekannt sind (vergleiche Kapitel 4.4.2.2).

Eine Verletzung von Schweinswalen und Robben im NSG durch die oben genannten Sprengungen in der Nähe des Bereichs I kann nicht ausgeschlossen werden, da die Einhaltung des Grenzwertes für Impulsschall (160 dB/190 dB, Kapitel 5.6.1) bei Munitionssprengungen selbst mit Blasenschleier nicht möglich ist. Bei der Bewertung ist zu berücksichtigen, dass die (bekannten) Sprengungen im Winterhalbjahr stattfanden und somit wahrscheinlich Schweinswale der vom Aussterben bedrohten Population der zentralen Ostsee im Gebiet anwesend waren.

Aufgrund des Zeitraums der Sprengung und der unterschiedlich starken Gefährdung der Arten/Populationen und unter Berücksichtigung der weiteren Wirkfaktoren (siehe oben) werden die Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten auf Schweinswale als hoch (3), und auf Kegelrobben als mittel (2) eingestuft. Die Bewertung für den Schweinswal bezieht sich auf die vom Aussterben bedrohte Population in der östlichen Ostsee, während die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat weniger betroffen ist.

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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 69: Gesamtübersicht der Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der Beseitigung militärischer Altlasten in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	0
	Riffe	0	-	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	0
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	1	0	3
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	0	3
Robben	Kegelrobbe	/	/	2
	Seehund	1	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		2
Gesamtauswirkungen		2 von 24	0 von 8	5 von 36

6.16 Wissenschaftliche Meeresforschung

6.16.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Forschungsarbeiten umfassen unter anderem die Entnahme von Sedimentproben mit Stechrohren und Greifern, fischereiliche Untersuchungen mit verschiedenen Fanggeräten, seismische Untersuchungen und Dauermessungen. Damit verbunden ist unter anderem eine Störung des Meeresbodens und damit der benthischen Lebensgemeinschaft. Gefangene Organismen (vor allem 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 (vergleiche Kapitel 4.4.3.1) und visueller Störung von Seevögeln (Kapitel 5.4.8).

„Sandbänke“

NSG „Fehmarnbelt“

Im Gebiet werden mehrere Dauermessstationen betrieben (vergleiche Abb. 62). Von den in den Jahren 2013 bis 2015 durchgeführten Forschungsfahrten mit gegebenenfalls grundberührenden Probenahmen (vergleiche Kapitel 4.4.3.2) gingen nur lokale und temporäre Beeinträchtigungen der Sedimente, der Morphologie und der Lebensgemeinschaften aus. Die mit diesen Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen führen in der Regel nur zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches durch entsprechend empfindliche charakteristische Fischarten (vergleiche Kapitel 5.2.6 und 5.2.7). Lediglich bei seismischen Untersuchungen wie im Jahr 2016 (vergleiche Abb. 62) kann es zu einer Schädigung einzelner Fische (unter Umständen mit letalen Folgen) kommen. Die Auswirkungen der Seismik lassen sich aufgrund fehlender Daten jedoch nicht vollständig bewerten. Die Auswirkungen von Forschungsarbeiten auf die LRT „Sandbänke“ sowie die KGS-Biotope im NSG „Fehmarnbelt“ werden insgesamt als vernachlässigbar (0) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ (nur „Sandbänke“)

Die Auswirkungen von Forschungsarbeiten auf den LRT „Sandbänke“ im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ sind stärker als im NSG „Fehmarnbelt“, da auf der Sandbank der Pommerschen Bucht zwei Forschungsgebiete liegen (Abb. 62), in denen es unter anderem durch Befischungen regelmäßig zu einer Störung des Sedimentes kommt. Die Anzahl der Dauermessstationen ist ebenso wie die Anzahl der Schiffstage von Forschungsfahrten mit gegebenenfalls grundberührenden Probenahmen vergleichbar mit der im NSG „Fehmarnbelt“ (vergleiche Kapitel 4.4.3.2). Zu berücksichtigen ist für das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ aber die deutlich größere Gebiets- und LRT-Größe. Die grundberührenden Probenahmen führen auch im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ nur zu lokalen und temporären Beeinträchtigungen der Sedimente, der

Morphologie und der Lebensgemeinschaften. Die mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen bzw. visuellen Störungen führen in der Regel zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches durch entsprechend empfindliche Fischarten (vergleiche Kapitel 5.2.6 und 5.2.7) und Vogelarten (vergleiche Kapitel 5.4.8). Bei seismischen Untersuchungen wie im Jahr 2016 (vergleiche Abb. 62) kann es zu einer Schädigung einzelner Fische (unter Umständen mit letalen Folgen) kommen. Die Auswirkungen der Seismik lassen sich aufgrund fehlender Daten jedoch nicht vollständig bewerten. Aufgrund der größeren betroffenen Fläche werden die Auswirkungen auf den LRT „Sandbänke“ im Gebiet insgesamt als gering (1) bewertet.

„Riffe“ und „Makrophytenbestände“

NSG „Fehmarnbelt“ und NSG „Kadetrinne (nur „Riffe“)

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“ (inklusive gegebenenfalls vorhandenen Makrophytenbeständen) in beiden NSG auszugehen.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Bereich der Riff-Vorkommen des NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ liegen zwei Forschungsgebiete, dazu mehrere Dauermessstationen. Die Auswirkungen werden als vernachlässigbar (0) eingestuft.

„Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe“

NSG „Fehmarnbelt“

Die KGS-Vorkommen liegen innerhalb der LRT „Sandbänke“ und „Riffe“. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung werden daher analog zu den LRT als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.16.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Finten und Störe können im Rahmen von Befischungsarbeiten vor allem durch die Forschungsfischerei und durch Schallemissionen gestört bzw. beeinträchtigt werden. Bei der Forschungsfischerei werden in der Regel die gleichen Fanggeräte wie in der kommerziellen Fischerei eingesetzt, die gefangenen Fische werden vermessen, gewogen und gegebenenfalls im Labor weiter untersucht. Die nicht im Labor untersuchten Fische werden in der Regel wieder über Bord gegeben, vergleichbar dem Rückwurf von Beifang.

Die Mortalitätsrate ist, wie auch in der kommerziellen Fischerei, hoch (vergleiche Kapitel 5.2.3). Die mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen führen bei Finten und Stören in der Regel nur zu einer temporären Meidung des betroffenen Bereiches. Lediglich bei seismischen Untersuchungen kann es zu einer Schädigung vor allem der empfindlicheren Finten (unter Umständen mit letalen Folgen) kommen. In der Gesamtbetrachtung aus dem im Vergleich zur kommerziellen Fischerei geringen Fischereiaufwand, aber den mit den Forschungsarbeiten verbundenen Schallemissionen werden die Auswirkungen der Meeresforschung auf Finten und Störe als vernachlässigbar (0) bewertet.

6.16.3 Auswirkungen auf Seevögel

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Im Zusammenhang mit der Meeresforschung sind für Meeresenten, Lappen- und Seetaucher sowie Alkenvögel visuelle Störungen durch den Verkehr von Schiffen (und bei den Enten auch von Flugzeugen) relevant (Kapitel 5.4.8). Für alle Seevögel sind im Zusammenhang mit der Forschungsschifffahrt mögliche Gefährdungen durch die unbeabsichtigte Freisetzung von Abfällen und Öl zu nennen (Kapitel 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 Meeresenten, Lappen- und Seetaucher und Alkenvögel (Kapitel 5.4.5). Grundberührende und pelagische Schleppnetzfischerei reduzieren auch durch die Entnahme potenzieller Beutefische das Nahrungsangebot für Seevögel insgesamt (Kapitel 5.6.5 und 5.6.6).

Sowohl das Vorkommen von Seevögeln als auch das Aktionsgebiet von Forschungsschiffen nehmen das gesamte NSG ein. Dadurch besteht ganzjährig und großräumig ein Konfliktpotenzial, das aber angesichts der insgesamt geringen Intensität der Forschungsschifffahrt (< 0,4 Schiffe/Tag; Kapitel 4.4.3.2) höchstens lokal und kurzzeitig zum Tragen kommt. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung auf Seevögel werden daher als fehlend bzw. 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** (Kapitel 5.6.1). 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 zum Beispiel regelmäßig Sub-Bottom-Profiler zum Einsatz. Sie sind für hohe Eindringtiefen in den Meeresboden konzipiert und emittieren nach unten fokussierten **Impulsschall** (Kapitel 4.4.3.1) 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 Sendepegeln 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 Druckluftpulser, die im Rahmen einer 2D-Seismik auf einer Forschungsfahrt im März 2016 eingesetzt wurden (Kapitel 4.4.3.2), sind omnidirektional ausgerichtet und haben aufgrund ihrer hohen Schalldrücke das Potenzial in einem großen Bereich zu Störungen von Meeressäugetieren zu führen. Ein Verletzungsrisiko für Schweinswale (bei Schallpegeln über 160 dB (SEL) bzw. 190 dB (peak-peak)) in Bezug auf Hörschäden bestand dabei kurzzeitig entlang der im NSG gefahrenen Transektlinien. Bedingt durch die höchste Einstufung (Kl. I) im Mortalitäts-Gefährdungs-Index (Bernotat & Dierschke 2016) wird dem Risiko von Hörschäden in der Bewertung ein hohes Gewicht beigemessen, da die Tiere sich akustisch orientieren und auf ihr Gehör angewiesen sind (Kapitel 3.6.1). Somit ist mit einem Hörverlust auch das Risiko eines Individuenverlusts 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 Druckluftpulser angenommen. Die 2D-Seismik ist gekennzeichnet durch eine im Vergleich zur 3D-Seismik wesentlich geringere betroffene Fläche und eine deutlich kürzere Zeitdauer. Zum Einsatz besonders lauter, waagerecht ausgerichteter hydroakustischer Geräte liegen keine Informationen vor, so dass dieser Wirkfaktor nicht genau bewertet werden kann. Die Bewertung stützt sich daher vor allem auf die durch die im März 2016 durchgeführte 2D-Seismik (Kapitel 4.4.3.2) hervorgerufenen kurzfristigen Störungen und das Verletzungsrisiko.

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 **schifffahrtsbedingte Wirkfaktoren** auf (Kapitel 6.1.7).

NSG „Fehmarnbelt“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung beträgt im NSG „Fehmarnbelt“ im Mittel 0,42 Forschungsschiffe/Tag. Die schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren durch Forschungsschiffe sind vor dem Hintergrund der sehr hohen Verkehrsdichte vernachlässigbar. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung auf Schweinswale und Seehunde durch die Verwendung von hydroakustischen Forschungsgeräten – insbeson-

dere im Rahmen einer 2D-Seismik im März 2016 (Kapitel 4.4.3.2, Abb. 62) – im NSG „Fehmarnbelt“ werden als gering (1) bewertet.

NSG „Kadetrinne“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung ist im NSG „Kadetrinne“ gering (im Mittel 0,13 Forschungsschiffe/Tag). Die schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren durch Forschungsschiffe sind vor dem Hintergrund der hohen Verkehrsdichte vernachlässigbar. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung auf Schweinswale durch die Verwendung von hydroakustischen Forschungsgeräten – insbesondere im Rahmen einer 2D-Seismik im März 2016, die benachbart zum Gebiet erfolgte (Kapitel 4.4.3.2, Abb. 62) – im NSG „Kadetrinne“ werden als gering (1) bewertet.

NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“

Die Nutzungsintensität durch die wissenschaftliche Forschung beträgt im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ im Mittel 0,37 Forschungsschiffe/Tag. Sie ist im Vergleich zum übrigen Schiffsverkehr gering und verteilt sich auf ein relativ großes Gebiet. Im März 2016 fand im überwiegenden Flächenanteil des NSG eine 2D-Seismik – verbunden mit Emissionen von Impulsschall (Kapitel 4.4.3.2, Abb. 62) – statt. Da diese im Zeitraum erfolgte, in dem die Schweinswale der vom Aussterben bedrohten Population der zentralen Ostsee im Gebiet anwesend waren (Abb. 62), bekommen Störungen und Verletzungen eine besondere Relevanz. Die Auswirkungen der wissenschaftlichen Forschung insbesondere durch die Verwendung von hydroakustischen Forschungsgeräten sowie die durch die Forschungsschiffe verursachten schifffahrtsbedingten Wirkfaktoren im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ werden daher für Schweinswale als mittel (2) und Kegelrobben als gering (1) bewertet. Die Bewertung für den Schweinswal bezieht sich auf die vom Aussterben bedrohte Population in der östlichen Ostsee, während die Population der westlichen Ostsee, Beltsee und Kattegat weniger betroffen ist.

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 Kapitel 6 und BfN (2017)).

Tab. 70: Gesamtübersicht der Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung.
Erläuterungen siehe Tab. 59

Schutzgutgruppen	Schutzgüter	Auswirkungen der wissenschaftlichen Meeresforschung in den Schutzgebieten		
		Fmb	Kdr	PBR
	Sandbänke	0	/	1
	Riffe	0	0	0
	Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe	0	/	/
	Makrophytenbestände	0	/	0
Fische	Finte	/	/	0
	Stör	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Benthosfresser	Eisente	/	/	0
	Trauerente	/	/	0
	Samtente	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wassersäulenfresser	Rothalstaucher	/	/	0
	Ohrentaucher	/	/	0
	Sterntaucher	/	/	0
	Prachttaucher	/	/	0
	Gelbschnabeltaucher	/	/	0
	Tordalk	/	/	0
	Trottellumme	/	/	0
	Gryllteiste	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Oberflächenfresser	Sturmmöwe	/	/	0
	Maximalwert der Schutzgutgruppe			0
Wale	Schweinswal	1	1	2
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1	1	2
Robben	Kegelrobbe	/	/	1
	Seehund	1	/	/
	Maximalwert der Schutzgutgruppe	1		1
Gesamtauswirkungen		2 von 24	1 von 8	4 von 36

6.17 Voraussichtliche und potenzielle Nutzungen

In den vorangegangenen Kapiteln sind die Auswirkungen der aktuellen Nutzungen auf die verschiedenen Schutzgüter analysiert worden. Die in Kapitel 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 Kapitel 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 Kapitel 4.5 zusammengestellten voraussichtlichen oder potenziellen Nutzungsänderungen bei mindestens einem Schutzgut anzunehmen ist, führt dies entsprechend der in BfN (2017) beschriebenen Methodik zu einer entsprechenden Kennzeichnung in den Tabellen in Kapitel 6.19.

6.18 Weitere Defizit- und Gefährdungsursachen

6.18.1 Auswirkungen auf Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fisch- und Vogelarten

Neben den oben genannten Nutzungen sind die in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Ostsee vorkommenden Lebensraumtypen, Biotoptypen und ihre charakteristischen Benthos- und lebensraumtypischen Fischarten auch von den Auswirkungen des Klimawandels (Änderung des Salzgehaltes, Temperaturanstieg, Anstieg des Meeresspiegels, Versauerung der Meere) betroffen. Weiterhin beeinträchtigen Eutrophierung und Ferneinträge von Abfällen die LRT, Biotope und Arten.

Der Salzgehalt der Ostsee wird hauptsächlich durch den Frischwassereintrag des Einzugsgebietes (Netto Niederschlag, Flusseinträge) und der Zufuhr salzreichen Nordseewassers bestimmt (Narberhaus et al. 2012). Bisher kann kein eindeutiger Trend einer Änderung des mittleren Salzgehaltes abgeleitet werden, lokal treten jedoch ausgeprägte Schwankungen auf, die an die Einstromereignisse von sauerstoff- und salzreichen Nordseewasser gekoppelt sind (wie bspw. in den Jahren 1993 oder 2003; Matthäus et al. (2008)). Einige Klimamodelle deuten auf einen mittleren Anstieg der Niederschläge und damit zu einer Abnahme des Salzgehaltes im gesamten Ostseeraum hin (Omstedt & Axell 2003; Meier et al. 2006), der unter Umständen zu Verschiebungen der benthischen Gemeinschaften sublitoraler Sandbänke, Riffe und KGS führen kann (Glockzin & Zettler 2008; Watkinson 2009; Narberhaus et al. 2012).

Für typische marine Fischarten der deutschen AWZ der Ostsee (Dorsch, Scholle) wird sich bei abnehmenden Salzgehalten das Verbreitungsgebiet verkleinern und die Arten werden tiefere, salzreichere Bereiche aufsuchen (MacKenzie et al. 2007; Narberhaus et

al. 2012). Für ästuarine und Süßwasserarten hingegen ist bei abnehmenden Salzgehalten ein Vordringen auch in küstenfernere Gebiete denkbar (MacKenzie et al. 2007).

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 (Rheinheimer 1996). Da die meisten benthischen Arten in den Schutzgebieten (zum Beispiel *Arctica islandica*, *Macoma calcarea, Astarte borealis, Mya truncata*) 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 Makrophytenbestände führen werden (Landers 1976; Zettler & Röhner 2004; Narberhaus et al. 2012). Seeigel und Meeresschnecken können zudem unter den Folgen der Ozeanversauerung leiden, was insbesondere im LRT „Riffe“ zu Verschiebungen des Artengefüges führen kann (Hall-Spencer et al. 2008).

Auch einige pelagische und benthische Fischarten in den LRT und Biotoptypen werden bei weiter steigenden Wassertemperaturen in andere Gebiete (zum Beispiel Hering) oder in größere Tiefen (zum Beispiel Dorsch) ausweichen (MacKenzie et al. 2007; Narberhaus et al. 2012), wobei bei Fischen anzumerken ist, dass klima- und fischereiinduzierte Auswirkungen nicht immer klar voneinander zu trennen sind. Darüber hinaus kann sich durch ansteigende Wassertemperaturen die trophische Balance zwischen den in den NSG vorkommenden Arten Dorsch und Sprotte verschieben (Nissling 2004; MacKenzie et al. 2007) und es kann zu Einwanderungen gebietsfremder Arten kommen (zum Beispiel Rote Meerbarbe (*Mullus surmuletus*) oder Dicklippige Meeräsche (*Chelon labrosus*); (Więcaszek et al. 2011). Die resultierenden Verschiebungen in der Fischfauna betreffen sowohl Seevögel als auch Meeressäugetiere 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 (Wieland et al. 2000; MacKenzie et al. 2007).

Gefährdungen durch die Eutrophierung bestehen insbesondere in der Ausbildung von Sauerstoffminimumzonen (HELCOM 2009a). In der deutschen AWZ der Ostsee ist durch die starke Schichtung der Wassersäule (vor allem im Hochsommer) der vertikale Transport von sauerstoffreichem Oberflächenwasser zum Bodenwasser reduziert. Zunehmender Sauerstoffverbrauch durch Eutrophierungsvorgänge kann so zu extremen Sauerstoffmangelsituationen führen (HELCOM 2009a), wodurch es bei benthischen Arten, Fischen, deren Jungstadien oder Laich zu negativen Effekten kommen kann (unter anderem (Wasmund et al. 2003; HELCOM 2010).

Durch die Überlagerung der Auswirkungen von Klimawandel, Eutrophierung und Ferneinträge von Abfällen mit den Auswirkungen der Nutzungen können diese kumulativ wirken und sich gegebenenfalls verstärken.

6.18.2 Auswirkungen auf Finte und Stör

Es wurde postuliert, dass Einflüsse wie der Klimawandel eine signifikante Rolle bei der Abnahme des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in der Ostsee während der Kleinen Eiszeit (Anfang 15. bis 19. Jh.) hatten (Ludwig et al. 2002; Geßner et al. 2010). In der Zukunft könnten Veränderungen der Niederschlagsmengen und deren saisonaler Verteilung sowie der Temperaturanstieg zu erheblichen Veränderungen der Umweltbedingungen für die Wanderung und Reproduktion auch des Baltischen Störes (*Acipenser oxyrinchus*) führen. Studien dazu liegen nicht vor.

6.18.3 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 (zum Beispiel die Krähenscharbe; Frederiksen et al. (2008)). 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). Veränderungen 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. Zur Betroffenheit von Brutbeständen an den Küsten der Ostsee von diesen Abläufen liegen bisher jedoch keine Veröffentlichungen vor.

Bei einigen der in der Ostsee überwinternden Vogelarten hat sich gezeigt, dass sie deutlich auf den Klimawandel reagieren. Effekte betreffen unter anderem die Verteilung der Vögel innerhalb der Ostsee (auf regionale/lokale Abundanzen), Eigenschaften und Eignung von Habitaten, Zugrouten und Rastgebiete, die Phänologie von Heim- und Wegzug sowie das Ausmaß der von Arten bzw. Populationen gezeigten Wanderungen

(Skov et al. 2011). Deutlich sind bspw. Veränderungen des winterlichen Verbreitungsgebiets innerhalb der Ostsee im Zusammenhang mit dem Klimawandel. Aufgrund der bei steigenden Wintertemperaturen (länger) eisfrei bleibende Bereiche im Norden der Ostsee haben bei einigen Entenarten, Kormoranen und Haubentaucher zu einer Nordwärtsverlagerung der Winterverbreitung geführt. Es kann sich dabei um reine Verlagerungen gleichbleibend großer Bestände oder um Zunahmen mit gleichzeitiger Ausbreitung nach Norden handeln. Solche Prozesse sind aber durch das Nahrungsangebot in den neuerdings eisfreien Bereichen der nördlichen Ostsee limitiert (Skov et al. 2011). Großen Einfluss hat der Klimawandel aber auch in den Herkunftsgebieten der Ostsee-Überwinterer. Viele dieser Vögel brüten in der Tundra Nordwest-Sibiriens, wo sich verändernde Bedingungen nicht nur hinsichtlich der Temperaturen, sondern auch der Prädationsverhältnisse zu abnehmenden Brutbeständen geführt haben (Ellermaa et al. 2010; Skov et al. 2011).

Auch die **Eutrophierung** mit ihren in Kapitel 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 einerseits 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).

Etwa 80 % der in der Ostsee überwinternden Vögel sind benthische Carnivoren, also Muschelfresser. Zwar sind die Beziehungen zwischen Eutrophierung und Muschelpopulationen uneinheitlich (Lundberg 2005), doch sollten sich die Extreme wie starkes Wachstum bei hoher Nährstoffkonzentration bzw. Absterben bei Sauerstoffdefiziten bei den benthivoren Meeresenten abbilden. Insgesamt haben die Muschelfresser in den letzten 25 Jahren parallel zu sinkenden Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor deutlich abgenommen, so dass sich ihr Anteil an den Überwinterern in der Ostsee von 83 % (1993) auf 63 % (2009) reduziert hat (Skov et al. 2011). Bei Fischfressern zeigen sich dagegen negative Korrelationen mit dem Nährstoffgehalt des Seewassers. Mit verbesserter Wasserqualität kam es bspw. bei Rothals- und Haubentaucher zur Bestandszunahme und bei Kormoranen zu einer Verlagerung des Winterverbreitungsgebiets in Richtung Nordwesten (Skov et al. 2011).

Neben dem Eintrag von Abfällen durch die Schifffahrt und die Fischerei haben auch **Ferneinträge von Abfällen** Auswirkungen auf Seevögel. Die Auswirkungen bzw. die Empfindlichkeiten der Arten sind in Kapitel 5.4.9 beschrieben.

6.18.4 Auswirkungen auf Schweinswale und Robben

Schweinswale sind als Topprädatoren vor allem indirekt von auf das Nahrungsnetz wirkende Effekte des **Klimawandels** (vor allem Temperaturanstieg und Erhöhung des Meeresspiegels) und der mit dem CO_2 Anstieg in der Atmosphäre zusammenhängenden **Versauerung** der Meere betroffen. Zwischen 1990 und 2008 hat sich die Oberflächentemperatur der Ostsee um ca. 1,5 Grad erhöht (BALTEX 2008). Die Auswirkungen sind heute noch nicht abzuschätzen. Sie können jedoch langfristig dramatisch sein und weit über die bloße Verschiebung von Nahrungsvorkommen hinausgehen, da 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 oder Cyanobakterien führen (Kapitel 6.18.1). Das Vorkommen pelagischer und benthischer Fischarten verschiebt sich als Folge erhöhter Wassertemperaturen (zum Beispiel Casini et al. (2011)). Auch eine Reihe von bislang in südlichen Gewässern verbreitete Fischarten wie Dicklippige Meeräsche, Gestreifte Meerbarbe, Sardelle und Sardine wandert in die Ostsee ein (Schaber et al. 2011; Więcaszek et al. 2011; Alheit et al. 2012).

Erhöhte Meerestemperaturen führen zu einer stabileren Schichtung des Wasserkörpers und geringerem Sauerstoffaustausch. Eine prognostizierte Zunahme von Niederschlägen führt zu stärkeren Festlandsabflüssen mit hoher Nährstofffracht (Rabalais et al. 2009). Diese beiden Faktoren führen in Kombination voraussichtlich in den Becken der Ostsee, aber auch in Belten und Förden zu stärkerer, häufigerer und länger andauernder Sauerstoffknappheit, die sich negativ auf das Vorkommen von Beutefischen auswirken kann. Dadurch kann sich für Meeressäugetiere ein qualitativ oder quantitativ vermindertes Nahrungsangebot ergeben, mit der möglichen Folge einer geringeren Fitness, eines geringeren Reproduktionserfolgs oder einem Abweichen in andere Gebiete. Heide-Jørgensen et al. (2011) wiesen Auswirkungen des Klimawandels auf Schweinswale in Grönland nach. In der Studie zeigte sich, dass 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 hatten. Ob Schweinswale vom Klimawandel profitieren würden oder ihr Verbreitungsgebiet abnehmen würde, ist nicht zu prognostizieren. Beide gegenläufige Effekte konnten in einer Modellierungsstudie für verschiedene Walarten mit unterschiedlichen Habitatansprüchen und Lebensweisen gezeigt werden (Lambert et al. 2014).

Der Reproduktionserfolg der Kegelrobbe im Norden der Ostsee nimmt mit rückläufiger Eisbedeckung ab (Jüssi et al. 2008), was sich durch verringerten Populationsdruck auch auf die Ausbreitung der Kegelrobbe in der südlichen Ostsee auswirken kann. 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 Kegelrobben auswirken, da winterliche Sturmfluten sich auf die Überlebensrate von Jungrobben auswirken können. Die Jungrob-

ben haben in den ersten zwei Lebenswochen ein wasserdurchlässiges Embryonalfell (Kapitel 3.6.2.1), so dass sie auf ausreichend hohe Liegeflächen angewiesen sind (vergleiche Abt et al. (2002)).

Die **Eutrophierung** vor allem durch Einträge aus Landwirtschaft, Industrie und Verkehr hat Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz und damit auch auf Schweinswale und Robben als Topprädatoren. Über 95 % der Ostsee wurden zwischen 2011 und 2015 als eutroph eingestuft (HELCOM 2017a). Durch von Algenblüten hervorgerufenen Lichtmangel nimmt die Ausdehnung von Seegraswiesen ab, die als Aufzuchtgebiete für Fische eine wichtige Rolle spielen. In den tiefen Becken der Ostsee gibt es als Folge der Eutrophierung und der durch die besondere hydrogeographische Situation der Ostsee bedingten Schichtung des Wasserkörpers großräumige sauerstofffreie Bereiche, deren Ausdehnung zwischen den Jahren durch den variablen Einstrom sauerstoffreichen Wassers aus der Nordsee stark schwankt. Auch in Förden und Buchten kommt es im Sommer regelmäßig zu Sauerstoffmangelsituationen. Die durch Eutrophierung bedingte (und durch Temperaturerhöhung verstärkte, siehe unten) lokale Sauerstoffknappheit (Queste et al. 2013; Carstensen et al. 2014) wirkt sich auf die Habitatqualität und das Vorkommen von Fischen aus. Insbesondere Laich, Jungfische oder benthische Fischarten können davon betroffen sein (Kapitel 6.18.1). Im Bereich des Bornholmbeckens betrifft dies vor allem die Laichgebiete des östlichen Ostseedorschbestandes. Weiterhin kommt es durch die Eutrophierung in weiten Teilen der Ostsee regelmäßig im Sommer zur Massenvermehrung toxischer Cyanobakterien (HELCOM 2017a). Als Folge kann sich für Meeressäugetiere ein 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 Meeressäugetiere. Die Wirkfaktoren sind in Kapitel 5.6.11 dargestellt. Verletzungen oder Unterernährung durch Verschlucken sowie Verletzung durch Verfangen sind die wesentlichen Auswirkungen der aus Plastik und Glas (Flaschen) bestehenden Abfälle (Unger et al. 2017). Noch häufiger findet sich Mikromüll in allen Kompartimenten der Meeresumwelt. Mikromüll wird regelmäßig im Verdauungstrakt von Fischen – und damit der Beute von Schweinswalen und Seehunden – nachgewiesen. 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. Der Wert muss 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 der aktuelle Gesamtwert dem möglichen Maximalwert gegenübergestellt. Im NSG „Fehmarnbelt“ haben die Berufsschifffahrt und die grundberührende Fischerei die stärksten Auswirkungen über alle Schutzgüter, gefolgt von der Freizeitfischerei (siehe Tab. 71). Im NSG „Kadetrinne“ hat die Berufsschifffahrt die stärksten Auswirkungen, gefolgt von der grundberührenden Fischerei (siehe Tab. 72). Das NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“ weist für mehrere Nutzungen stärkere Auswirkungen auf die Schutzgüter auf. Die größten Auswirkungen haben mit Abstand die Stellnetz- und die grundberührende Fischerei, gefolgt von der Berufsschifffahrt, der wissenschaftlichen Meeresforschung, der Freizeitfischerei und der pelagischen Schleppnetzfischerei (siehe Tab. 73).

Tab. 71: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Fehmarnbelt“.

A - Aktuelle Auswirkungen: - keine Nutzung; x entfällt; ? unbekannt
Die Gesamtauswirkungen sind die Summe aller Einzelwerte für die LRT, Biotoptypen und Schutzgutgruppen der Arten (blau hinterlegte Zeilen in Tab. 59 bis 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 gegebenenfalls technischer Veränderungen (zum Beispiel Geräte, Methoden, Mitigationsmaßnahmen) und der Phase der Nutzung (zum Beispiel 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.

Nutzung	**Gesamtauswirkungen auf die LRT und Biotope, Wale und Robben im Schutzgebiet „Fehmarnbelt“**		
	A	**V**	**P**
Berufsschifffahrt	12 von 24	-	●
Freizeitschifffahrt	1 von 24	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 24	-	-
Grundberührende Fischerei	12 von 24	-	○
Pelagische Schleppnetzfischerei	4 von 24	-	-
Stellnetzfischerei	4 von 24	-	-
Fischerei mit Langleinen	0 von 24	-	-
Freizeitfischerei	8 von 24	↘	-
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	-	-	-
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	-	-	-
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	0 von 24	-	-
Energieerzeugung aus Wind	0 von 24	-	-
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)	-	↗	-
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	2 von 24	-	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	2 von 24	-	-

Tab. 72: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Kadetrinne“.
Erläuterungen siehe Tab. 71

Nutzung	Gesamtauswirkungen auf den LRT „Riffe“ sowie die Schutzgutgruppe Wale im Schutzgebiet „Kadetrinne“		
	A	V	P
Berufsschifffahrt	5 von 8	-	●
Freizeitschifffahrt	1 von 8	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 8	-	-
Grundberührende Fischerei	2 von 8	-	○
Pelagische Schleppnetzfischerei	1 von 8	-	-
Stellnetzfischerei	2 von 8	-	-
Fischerei mit Langleinen	0 von 8	-	-
Freizeitfischerei	2 von 8	↘	-
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	-	-	●
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	-	-	-
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	0 von 8	-	-
Energieerzeugung aus Wind	0 von 8	-[171]	-
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)	-	-	-
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	0 von 8	-	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	1 von 8	-	-

[171] Sofern entsprechend der Genehmigung des OWP „Gennaker" nicht mehr als 1 % der Schutzgebietsfläche durch störungsauslösenden Lärm während der schweinswalsensiblen Zeit beeinträchtigt wird, wird nicht von erhöhten Auswirkungen auf den Schweinswal ausgegangen.

Tab. 73: Überblick über die Gesamtauswirkungen der Nutzungen auf alle Schutzgüter im NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“.
Erläuterungen siehe Tab. 71

Nutzung	Gesamtauswirkungen auf die LRT und Biotope sowie die Schutzgutgruppen Fische und Neunaugen, Wale, Robben und Seevögel (Benthosfresser, Wassersäulenfresser und Oberflächenfresser) im Schutzgebiet „Pommersche Bucht – Rönnebank“		
	A	V	P
Berufsschifffahrt	8 von 36	-	●
Freizeitschifffahrt	1 von 36	-	-
Ziviler Flugverkehr	0 von 36	-	-
Grundberührende Fischerei	16 von 36	-	○
Pelagische Schleppnetzfischerei	7 von 36	-	-
Stellnetzfischerei	19 von 36	-	-
Fischerei mit Langleinen	1 von 36	-	-
Freizeitfischerei	8 von 36	↘	-
Aufsuchung und Gewinnung von Kohlenwasserstoffen	-	-	●
Aufsuchung und Gewinnung von Sand und Kies	4 von 36	↗ [172]	●
Verlegung und Betrieb von Kabeln und Rohrleitungen	2 von 36	↗	-
Energieerzeugung aus Wind	6 von 36	↗[173]	●
Bau von Verkehrswegen (Tunnel)	-	-	-
Militärische Aktivitäten	?	?	?
Beseitigung militärischer Altlasten	5 von 36	-	●
Wissenschaftliche Meeresforschung	4 von 36	-	-

[172] Da der im Rahmen der Fehmarnbeltquerung geplante Abbau in 5 km Entfernung zum Gebiet erfolgt, sind bei Einhaltung der Vorschriften (Abbau nur in bewilligter Fläche, Einhaltung von HELCOM-Verpflichtungen) keine voraussichtlichen Auswirkungen zu erwarten.

[173] Für einige Seevogelarten, insbesondere Sterntaucher, ist angesichts aktueller wissenschaftlicher Erkenntnisse (Scheuchabstände von Sterntauchern gegenüber OWP statistisch signifikant bis in 12 km nachweisbar, vollständiger Habitatverlust rechnerisch in einem Bereich von 5,5 km um OWP, Garthe et al. (2018), Mendel et al. (2019)) von hohen Auswirkungen in Betrieb befindlicher Anlagen auszugehen (siehe Kapitel 6.13.3). Insofern ist durch die Inbetriebnahme der beiden Offshore-Windparks „Wikinger“ und „Arkona Becken Südost“ 2018 bzw. 2019 in Zukunft mit einer Zunahme der Auswirkungen zu rechnen. Die Betriebsphasen wurden im vorliegenden Dokument nur anteilig berücksichtigt (Bewertungszeitraum: 2011 bis Juni 2019).

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 siehe dort.
AEWA	Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, Abkommen zum Schutz von Wasservögeln von Grönland und Westsibirien bis Südafrika (seit 1996).
Amphibien	Lurche.
Amphipoden	Flohkrebse.
AIS	Navigations- und anderen Schiffsdaten (zum Beispiel 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.
Asteroidea	Seesterne.
Auswirkungen	Maß für die Veränderung (in der Regel negativ) eines Schutzgutes durch die Wirkfaktoren einer Nutzung, gegebenenfalls 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 Ostsee Beifänge von Makrozoobenthosarten, Fischen, Walen, Robben und Seevögeln. 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.
BFO	Bundesfachplan Offshore
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 Wechselbeziehungen 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).
Bivalvia	Muscheln.
BMSY	Die Biomasse eines Fischbestandes, die langfristig den höchsten durchschnittlichen Fang (auch „maximum sustainable yield“, MSY) ermöglichen kann.
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 (deutsch: Biodiversitätskonvention).
Central Place Forager	Verhaltensökologisches Modell einer Jagdstrategie, bei der Tiere (zum Beispiel Robben) von einem zentralen Ort aus gezielt Nahrungsgebiete mit hohen Beutekonzentrationen aufsuchen. Durch dieses Verhalten kann gegenüber einer ungezielten Suche nach Beute trotz gegebenenfalls höherer Entfernung ein höherer Energiegewinn erreicht werden.
C-POD	Cetacean -POrpoise Detector - Klickdetektor zur Schweinswalerfassung.
Crustacea	Krebse.

c-square	0,05° x 0,05° große Rasterzellen (ca. 14–16 km² je nach geographischer Breite)
CWSS	Common Wadden Sea Secretariat
Dauerschall	Kontinuierlich auftretender Schalleintrag, zum Beispiel 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	Geräteklasse, zu der auch die sogenannten „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.
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltagentur).
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.
FEP	Flächenentwicklungsplan
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 biogeographischen 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.
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, zum Beispiel 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.
Gastropoda	Schnecken.
Geisternetz	Verloren gegangenes Netzmaterial oder ganze Netze sowohl aus der Schleppnetzfischerei als auch der Stellnetzfischerei. Da das Netzmaterial aus unverrottbarem Nylon besteht, können Geisternetze nahezu unbegrenzt weiterfischen. Sie sind somit eine Quelle für zusätzliche anthropogene Sterblichkeit bei Meeressäugetieren, Seevögeln, Fischen und Krebstieren.
Gemeinsame Fischereipolitik (GFP)	Fischereimanagement der Europäischen Union, das Regeln zum Erhalt der Fischbestände und für die Verwaltung der europäischen Fischereiflotte umfasst.
GMP	Gebietsmanagementplan.

Göteborg-Protokoll	Protokoll der UNECE zur Verminderung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon; Göteborg 1999.
GPS	**G**lobales **P**ositionsbestimmungs**s**ystem.
Grenzwert	Verbindlich festgelegter Höchstwert für die Zulässigkeit einer Emission oder Immission von Stoffen oder Energie oder einer sonstigen messbaren Einwirkung mit Schädigungspotenzial.
HELCOM	Helsinki Commission; Kommission zur Umsetzung der Helsinki-Konvention (1992; Meeresschutzabkommen für die Ostsee)
HELCOM-MPA	HELCOM-Marine Protected Area (deutsch: HELCOM-Meeresschutzgebiet)
HGÜ	Hochspannungs-Gleichstrom-Übertragung.
Hintergrundschall	Bezeichnet die kontinuierliche Geräuschkulisse. Dazu gehören unter anderem Regen, Wind, Wellenschlag sowie der aus vielen entfernten anthropogenen Schallquellen addierte Schall (meist durch die Schifffahrt dominiert).
ICES-Rectangle	(deutsch: 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 (zum Beispiel Sonare) oder ein breites Frequenzspektrum aufweisen (Explosionen, Rammschall, Schall von seismischen Druckluftpulsern).
Industriefischerei	Fischerei, die der Produktion von Fischmehl und –öl für industrielle Zwecke dient.
Infauna	Im Sediment lebende Tiere.
Interkonnektor	Stromleitung, die über die Grenze zweier benachbarter Länder führt.
Isopoda	Asseln
Ist-Zustand	Aktueller Erhaltungsgrad eines Schutzgutes.
IUCN	International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Weltnaturschutzunion), erarbeitet unter anderem 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

	(Wasser verdampft in Bereichen mit Unterdruck). Dies ist zum Beispiel an Schifffsschrauben der Fall, an denen hohe Druckunterschiede zwischen Bereichen vor und hinter den Propellerflügeln auftreten.
Kollision	Eine Kollision resultiert aus der Anwesenheit eines Kollisonsobjektes. 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.
Küstenmeer	Jenseits des Landgebiets eines Küstenstaates angrenzender Meeresstreifen, auf den sich die Souveränität des Küstenstaates erstreckt. Die Breite des Küstenmeeres beträgt höchstens 12 Seemeilen.
Lärm	Geräusche, die durch ihre Struktur (meist Lautstärke) auf die Umwelt störend, belastend oder gesundheitsschädigend wirken.
LRT	Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-RL.
Makrozoobenthos	Wirbellose bodenlebende Fauna >1 mm.
Makrophyten	Makroskopisch wahrnehmbare höhere und niedere Pflanzen, die im Wasser wachsen und bei Mittelwasser Wasserformen ausbilden (flutend bzw. submers); Im Falle des § 30-Biotops nur mehrjährige Arten.
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.
Minderungs-maßnahme	Maßnahme zur Minderung einer schädlichen Auswirkung.
Molluska	Weichtiere (Schnecken, Muscheln und Tintenfische).
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.
MSY	Maximum Sustainable Yield (deutsch: maximal nachhaltiger Ertrag), bezeichnet den höchstmöglichen Dauerertrag eines Fischbestandes. Er beziffert die Menge Fisch, die alljährlich und auf lange Sicht einem Bestand entnommen werden kann, ohne dessen Fortbestand zu gefährden. MSY bezieht sich also auf ein

	hypothetisches Gleichgewicht zwischen genutztem Bestand und Fischereiaktivität.
Mysidacea	Schwebegarnele.
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 zum Beispiel 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 zum Beispiel aufgrund bestehender Rechte oder eines vorliegenden Antrags in den nächsten sechs Jahren zu rechnen ist.
Nutzung (voraussichtlich)	Nutzung, die bei Inanspruchnahme bereits vorliegender Genehmigungen sehr wahrscheinlich auftreten wird.
O-NEP	Offshore-Netzentwicklungsplan
OWEA	Offshore-Windenergieanlage.
OWP	Offshore-Windpark.
Pathogene	Pathogene sind Krankheitserreger, die zum Beispiel über unbehandelte Schiffsabwässer in die Umwelt gelangen.
Physische Lebensraum-/ Biotopveränderung/ -verlust	Zeitweise oder dauerhafte Vertreibung von Arten aus ihren Lebensräumen/Biotope sowie zeitweise oder dauerhafte Degradation (Verlust) von Lebensräumen/Biotopen.
Polychaeta	Vielborster.
Population	Wird hier (wie im englischen Sprachraum) im Sinne von "Bestand" verwendet und ist nicht zu verwechseln mit dem gleichlautenden wissenschaftlichen Term, also der Gesamtheit der Individuen einer Art, die einen zusammenhängenden Lebensraumabschnitt bewohnen und durch mehrere Generationen genetische Kontinuität zeigen (→Biogeographische Population).
Produktionswasser	Bei der Ölförderung ebenfalls hochgepumptes Wasser aus der Lagerstätte, das vor Ort abgetrennt und ins Meer geleitet wird. Produktionswasser enthält unter anderem aus der Lagerstätte stammende Ölreste, radioaktive Substanzen und Schwermetalle.
PTS	Permanente Verschiebung der Hörschwelle (irreversible "Schwerhörigkeit").
rectfine	3 x 3 sm (ca. 5,6 x 5,6 km) umfassende Rasterzelle, die eine Fläche von 1/100 eines ICES-Rectangles einnimmt.
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 – Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).
Richtlinie 2001/81/EG	Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen 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 2009/147/EG	Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.
Richtlinie 79/409/EWG	Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten – Vogelschutzrichtlinie (VRL).
Richtlinie 91/271/EWG	Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser.
Richtlinie 92/43/EWG	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 (FFH-RL).
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 (zum Beispiel eine physische Schädigung oder eine Verhaltensreaktion)
SCI	Site of Community Importance (Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung).
SDB	Standarddatenbogen.
SEL	Expositionspegel (auch Schallexpositionspegel ("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 unter anderem 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 (zum Beispiel 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 (Aufwirbelung und Transport als Schwebstoff).
TTS	Abkürzung für Temporary Threshold Shift (englisch); temporäre Verschiebung der Hörschwelle (reversible "Schwerhörigkeit").
turnover	Umsatz von Individuen in einem Rastgebiet. Durch Zu- und Abflug von Individuen wird das Rastgebiet insgesamt von mehr Individuen genutzt als zu einem bestimmten Zeitpunkt der Zugperiode gleichzeitig anwesend sind.

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 (zum Beispiel Silhouettenwirkung von großen Objekten), die zu Beunruhigungen, Scheuch- oder Attraktionswirkung führen können.
Vogelschutzrichtlinie	EU-Richtlinie 2009/147/EG über die Erhaltung der wildlebenden 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 wildlebenden 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.
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.
WSV	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes

Maß/Einheit	**Erläuterung**
a	Jahr
cm	Zentimeter
d	Tag
dB	Dezibel
dB re 1 µPa	Schalldruck beschreibende Maßeinheit in Dezibel, Schalldruck bezogen auf den Referenzdruck von 1µPa (1 Mikropascal), den Bezugswert für Unterwasserschall
dB re 1 µPa²s	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
km²	Quadratkilometer
km/h	Stundenkilometer
kn	Knoten
m	Meter
m²	Quadratmeter
m³	Kubikmeter
min	Minute
mg	Milligramm
mm	Millimeter
MW	Megawatt
mV	Millivolt
µm	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: A. Bjørge and G. P. Donovan (Hrsg.), Biology of the Phocoenids. Special Issue 16. 211–222.

Abel, P. D. (1976): Effect of some pollutants on the filtration rate of Mytilus. Marine Pollution Bulletin 7(12): 228–231.

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.

Adelung, D. (1997): Untersuchungen an Kleinwalen als Grundlage eines Monitorings. Bundesministerium für Bildung und Forschung, Berlin: 298 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. Teilprojekt 6, Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.

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. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Teilprojekt 6, Tönning.

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.

Aguilar de Soto, N. & Kight, C. (2016): Physiological effects of noise on aquatic animals. In: M. Solan and N. Witeley (Hrsg.), Stressors in the marine environment. Physiological and ecological responses. Societal implications. Oxford University Press: 135-158.

Ahlén, I. (1997): Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. Zeitschrift für Säugetierkunde 62: 375–380.

Ahlén, I., H. Baggøe & Bach, L. (2009): Behavior of scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy 90 (6): 1318-1323.

Airoldi, L. (2003): The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 41: 161–236.

Akamatsu, T., Teilmann, J., Miller, L. A., Tougaard, J., Dietz, R., Wang, D., Wang, K., Siebert, U. & Naito, Y. (2007): Comparison of echolocation behaviour between coastal and riverine porpoises. Deep-Sea Research II 54: 290–297 S.

Alerstam, T., Bauer, C. A. & Roos, G. (1974): Spring migration of Eiders *Somateria mollissima* in southern Scandinavia. Ibis 116: 194-210.

Alheit, J., Pohlmann, T., Casini, C., Greve, W., Hinrichs, R., Mathis, M., O'Driscoll, K., Vorberg, R. & Wagner, C. (2012): Climate variability drives anchovies and sardines into the North and Baltic Seas. Progress in Oceanography 96: 128–139.

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, S. M., Teilmann, J., Harders, P. B., Hansen, E. H. & Hjøllund, D. (2007): Diet of harbour seals and great cormorants in Limfjord, Denmark: interspecific competition and interaction with fishery. ICES Journal of Marine Science 64: 1235–1245.

Andersson, A., Meier, H. E. M., Ripszam, M., Rowe, O., Wikner, J., Haglund, P., Eilola, K., Legrand, C., Figueroa, D., Paczkowaska, J., Lindehoff, E., Tysklind, M. & Elmgren, R. (2015): Projected future climate change and Baltic Sea ecosystem management. Ambio 44(Suppl 3): 345–356. http://doi.org/10.1007/s13280-015-0654-8.

Andersson, M. H. (2011): Offshore wind farms - ecological effects of noise and habitat alteration on fish. Doctoral thesis Stockholm University, Schweden: 48 S.

Andreasen, H., Ross, S. D., Siebert, U., Andersen, N. G., Ronnenberg, K. & Gilles, A. (2017): Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic Sea. Mar. Mam. Sci. DOI: 10.1111/mms.12421.

Appel, D., Strehse, J. S., Martin, H.-J. & Maser, E. (2018): Bioaccumulation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) and its metabolites leaking from corroded munition in transplanted blue mussels (M. edulis). In: (Hrsg.), Marine Pollution Bulletin. 1072–1078.

Arveson, P. T. & Vendittis, D. J. (2000): Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. J. Acoust. Soc. Am. 107(1): 118-129.

ASCOBANS (2001): EPIC - Elimination of Harbour Porpoise Incidental Catches. Project no. DG XIV 97/0006. Final Report for the period 1 June 1998 - 31 July 2000. 8th Advisory Committee Meeting. Document AC8/Doc. 10(P) ASCOBANS Secretariat, Bonn: 11 S.

ASCOBANS (2016): Resolution No. 3: Revision of the Recovery Plan for Baltic Harbour Porpoises (Jastarnia Plan). 8th Meeting of the Parties to ASCOBANS Helsinki, Finland, 30 August - 1 September 2016: 94 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. Springer, New York, USA: 680 S.

Bach, L., Bach, P., Ehnbom, S. & Karlsson, M. (2015): Bat migration at Måkläppen (Falsterbo) 2010-2014. Falsterbo Report number 292: 7 S.

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.

BALTEX (2008): Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin. Springer Verlag: 473 S. https://www.hzg.de/imperia/md/content/baltex/springer_bacc_complete.pdf, 22.07.2019.

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.

Barron, M. G. (2012): Ecological Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill: Implications for Immunotoxicity. Toxicologic Pathology 40: 315-320.

Barthelmes, K.-D. (2016): Nahrungsanalyse von Eisenten im Greifswalder Bodden. Vogelwarte 54: 296-296.

Baudron, A. R., Needle, C. L., Rijnsdorp, A. D. & Marshall, C. T. (2014): Warming temperatures and smaller body sizes: synchronous changes in growth of North Sea fishes. Global Change Biol. 20: 1023-1031.

Beest, F. v., Kindt-Larsen, L., Bastardie, F., Bartolino, V. & Nielsen, J. N. (2017): Predicting the populationlevel impact of mitigating harbor porpoise bycatch with pingers and time-area fishing closures. Ecosphere (Washington, D.C.) 8(4) [e01785]: DOI: 10.1002/ecs2.1785.

Beineke, A., Siebert, U., McLachlan, M., Bruhn, R., Thron, K., Failing, K., Müller, G. & Baumgärtner, W. (2005): Investigations of the Potential Influence of Environmental Contaminants on the Thymus and Spleen of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). Environ. Sci. Technol. 39: 3933-3938.

Beisiegel, K., Darr, A., Gogina, M. & Zettler, M. L. (2017): Benefits and shortcomings in the employment of non-destructive benthic imagery for monitoring of hard-bottom habitats. Marine Pollution Bulletin 121: 5-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.009.

Beisiegel, K., Tauber, F., Gogina, M., Zettler, M. L. & Darr, A. (2019): The potential exceptional role of a small Baltic boulder reef as a solitary habitat in a sea of mud. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 29(2): 321-328.

Bejder, L. & Samuels, A. (2003): Evaluating the effects of Nature Based Tourism on Cetaceans. In: N. Gales, M. Hindell and R. Kirkwood (Hrsg.), Marine mammals: fisheries, tourism and management issues. CSIRO Publishing, Clayton: 229-256.

Bell, W. B. (1972): Animal response to sonic booms. Journal of the Acoustical Society of America 51: 758–765.

Bellebaum, J. (2011): Untersuchung und Bewertung des Beifangs von Seevögeln durch die passive Meeresfischerei in der Ostsee. BfN-Skripten 295: 87 S.

Bellebaum, J., Bock, C., Garthe, S., Kube, J., Schilz, M. & N., S. (2010a): Vorkommen des Gelbschnabeltauchers *Gavia adamsii* in der deutschen Ostsee. Vogelwelt 131: 179–184.

Bellebaum, J., Diederichs, J., Kube, J., Schulz, A. & Nehls, G. (2006a): Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithologischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern 45, Sonderheft 1: 86-90.

Bellebaum, J., Garthe, S., Kube, J., Nehls, H. W., Schulz, A. & Skov, H. (2006b): Wasservögel im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns: ein Überblick zu Bestandssituation, Gefährdungen und Abgrenzung neuer Vogelschutzgebiete. Berichte zum Vogelschutz 43: 31–47.

Bellebaum, J., Grieger, C., Klein, R., Köppen, U., Kube, J., Neumann, R., Schulz, A., Sordyl, H. & Wendeln, H. (2010b): Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschussbericht Institut für Angewandte Ökologie, Neu Brodersdorf.

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., Schirmeister, B., Sonntag, N. & Garthe, S. (2013): Decreasing but still high: bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 210–221.

Bellebaum, J. & Schulz, A. (2006): Räumliches und zeitliches Muster der Verluste von See- und Wasservögeln durch die Küstenfischerei in Mecklenburg-Vorpommern und Möglichkeiten zu deren Minderung. Teilprojekt Auswertung landesweiter Datenquellen (International Beached Birds Survey, Pathologie des LALLF M-V, Ringfunde). Institut für Angewandte Ökologie, Neu Broderstorf.

Belpaire, C. & Goemans, G. (2007): Eels: Contaminant cocktails pinpointing environmental contamination. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 64: 1423–1436.

Benke, H., Bräger, S., Dähne, M., Gallus, A., Hansen, S., Honnef, C. G., Jabbusch, M., Koblitz, J. C., Krügel, K., Liebschner, A., Narberhaus, I. & Verfuß, U. K. (2014): Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. Mar. Ecol. Prog. Ser. 495: 275-290.

Benke, H., Siebert, U., Lick, R., Bandomir, B. & Weiss, R. (1998): The current status of Harbour porpoises in German waters. Archive of Fishery and Marine Research 46(2): 97–123.

Benvenuti, S., Dall'Antonia, L. & Lyngs, P. (2001): Foraging behaviour and time allocation of chick-rearing Razorbills Alca torda at Græsholmen, central Baltic Sea. Ibis 143: 402–412.

Berggren, P., Wade, P. R., Carlström, J. & Read, A. J. (2002): Potential limits to anthropogenic mortality for harbour porpoises in the Baltic region. Biological Conservation 103: 313–322.

Bergman, M. J. N. & van Santbrink, J. W. (2000): Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments. In: S. J. M.J.D.G.KAISER (Hrsg.), Effects of fishing on non-target species and habitats. Blackwell Science Limited, Oxford: 49–68.

Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. (Hrsg.) (2015): Marine Anthropogenic Litter. Springer: 447 S.

Berndt, R. K. & Busche, G. (1993): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Entenvögel II. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster: o. S.

Berndt, R. K. & Drenckhahn, D. (1974): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 1. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Schleswig-Holstein u. Hamburg, Kiel.

Berndt, R. K., Hein, K., Koop, B. & Lunk, S. (2005): Die Vögel der Insel Fehmarn. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.

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. Bundesamt für Naturschutz, Leipzig: 460 S.

Berthold, P. (1996): Control of bird migration. Chapman & Hall, London.

Betke, K. & Matuschek, R. (2011): Messungen von Unterwasserschall beim Bau der Windenergieanlagen im Offshore-Testfeld "alpha ventus" - Abschlussbericht zum Monitoring nach StUK 3 in der Bauphase. im Auftrag der Stiftung Offshore-Windenergie. ITAP – Institut für technische und angewandte Physik GmbH, Oldenburg: 57 S., 7. Mai 2012.

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-Vorhaben BATMOVE BfN-Vorhaben BATMOVE: F&E-Projektes „Auswirkungen von Offshore-Windparks auf den Fledermauszug über dem Meer" (FKZ 3515 82 1900). BfN Bundeamt für Naturschutz.

BfN (2004): Karte 8: Verteilung der abgrenzungsrelevanten FFH -Schutzgüter sowie die FFH -Gebietsmeldungen "Fehmarnbelt"(DE 1332-301); "Kadetrinne"(DE 1339-301); "Adlergrund"(DE 1251-301); "Westliche Rönnebank"(DE 1249-301) und "Pommersche Bucht mit Oderbank"(DE 1652-301) in der AWZ der deutschen Ostsee. 1 S. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/schutzgebietskarten-erlaeuterungstexte/Karte8_FFH_Schutzgueter_u_Schutzgebiete.pdf, 22.07.2019.

BfN (Hrsg.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands - Band 1: Wirbeltiere. Schriftenreihe "Naturschutz und Biologische Vielfalt" des Bundesamtes für Naturschutz. Band 70(1): 386 S.

BfN (2011): Artenreiche Kies-, Grobsand- und Schillgründe im Meeres- und Küstenbereich. Definition und Kartieranleitung Kies-, Grobsand- & Schillgründe.: 5 S. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Marine-Biotoptypen/Biotoptyp-Kies-Sand-Schillgruende.pdf; 22.07.2019.

BfN (2017): Methodik der Managementplanung für die Schutzgebiete in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nord- und Ostsee. Erstellt von Kramer, M., Bleich, S., Dierschke, V., Koschinski, S., Schückel, S., Darr, A., Bildstein, T., Schuchardt, B. BfN-Skripten 478, BfN, Bonn: 104 S.

BfN (2019): Vierter Nationaler Bericht (Berichtsperiode 2013–2018) gemäß Art. 17 FFH-Richtlinie. vorläufige Fassung vom 02.07.2019, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

BIOCONSULT AS (2004): Hard Bottom Substrate Monitoring Horns Rev Offshore Wind Farm- Annual Status Report 2003. Gutachten i. A. von Elsam Engineering: 40 S. +Anhang.

BirdLife-International (2015): European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

BirdLife International (2018): The IUCN Red List of Threatened Species 2018. www.iucnredlist.org, 07.06.2019.

Björge, A. & Tolley, K. A. (2009): Harbor Porpoise: *Phocoena phocoena*. In: W. F. Perrin, B. Würsig, Thewissen and J.G.M. (Hrsg.), Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier, Amsterdam: 530 - 533. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123735539001255, 22.07.2019.

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.

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, Hamburg und BioConsult SH, Husum.

BMEL & BMUB (2017): Draft Joint recommendation for fisheries management measures under Article 11 and Article 18 of Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy in the Natura 2000 sites within the German EEZ. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, Bonn: 90 S., 21 September 2017.

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: 49 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.

BMU (2018): Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018. Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Bonn: 194 S.

Bobzin, W., Finnern, D. & Rüsch, H. (1967): Fischfangtechnik, Fangtechnologie. Transpress, VEB-Verlag für Verkehrswesen, Berlin: 399 S.

Bochert, R. & Zettler, M. L. (2006): Effects of electromagnetic fields on marine organisms. In: J. Köller, J. Köppel and W. Peters (Hrsg.), Offshore wind energy - research on environmental impacts. Springer: 223-234.

Bodewes, R., Bestebroer, T. M., van der Vries, E., Verhagen, J. H., Herfst, S., Koopmans, M. P., Fouchier, R. A. M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert, U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A. D. M. E. (2015): Avian Influenza A(H10N7) Virus–Associated Mass Deaths among Harbor Seals. Emerging Infectious Diseases 21(4): 720–722. DOI: http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675.

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.

Böhme, D. (1993): Zur Nahrungsökologie überwinternder Tauchenten in der Wohlenberger Wiek/Wismarbucht. In: (Hrsg.), Beiträge zur Vogelkunde. 257-284.

Boisson, F., Hartl, M. G., Fowler, S. W. & Amiard-Triquet, C. (1998): Influence of chronic exposure to silver and mercury in the field on the bioaccumulation potential of the bivalve *Macoma balthica*. Marine environmental research 45 (4): 325–340.

Bolle, L. J., F., d. J. C. A., 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. Report number C182/14. IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, Wageningen: 33 S.

Boness, D. J. & James, H. (1979): Reproductive behaviour of the Grea seal (*Halichuerus grypus*) on Sable Island, Nova Scotia. J. Zool., Lond. 188: 477–500.

Bønløkke, J., Madsen, J. J., Thorup, K., Pedersen, K. T., Bjerrum, M. & Rahbek, C. (2006): Dansk Trækfugleatlas. Rhodos, Humlebæk.

Börjesson, P. & Read, A. J. (2003): Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. Journal of Mammalogy 84(3): 948–955.

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.

Boshammer, J. & Bekker, J. (2008): Nathusius' pipistrelles (Pipistrellus nathusii) and other species of bats on offshore platforms in the Dutch sector of the North Sea. Lutra 51 (1): 17-36.

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., 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.

Böttcher, C., Knobloch, T., Sternheim, J., Weinberg, I., Wichert, U. & Wöhler, J. (2017): Munitionsbelastung der deutschen Meeresgewässer – Entwicklung und Fortschritt (Jahr 2016). Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein für den Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO). 44 S. http://www.schleswig-holstein.de/DE/UXO/Berichte/PDF/Berichte/ae_blano_fortschritt2016.pdf?__blob=publicationFile&v=6, 22.07.2019.

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.

Bouchard, N., Pelletier, E. & Fournier, M. (1999): Effects of butyltin compounds on the phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. Environmental Toxicology and Chemistry 18 (3): 519–522.

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: R. L. Knight and K. J. Gutzwiller (Hrsg.), Wildlife and Recreationists. Island Press, Washington D.C: 109–156.
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.
Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A. N., Caldow, R. W. & Hume, D. (2014): Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PloS one 9: e106366.
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., 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.
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.
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., 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. 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.
Bryan, G. W. & Gibbs, P. E. (1991): Impact of low concentrations of tributyltin (TBT) on marine organisms: a review. Metal ecotoxicology: concepts and applications. 323–361.
BSH (2009): Anlage zur Verordnung über die Raumordnung in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone in der Ostsee (AWZ Ostsee-ROV) vom 10. Dezember 2009 - Raumordnungsplan für die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone in der Ostsee (Textteil und Kartenteil). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg: 31 S.
BSH (2013): Standard Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). Hamburg: 86 S.
BSH (2016): 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.
Burger, J. (1998): Effects of motorboats and personal watercraft on flight behavior over a colony of common terns. Condor 100: 528–534.
Burton, N. H. K., Thaxter, C. C., Cook, A. S. C. P., Austin, G. E., Humphreys, E. M., Johnston, A., Morrison, C. A. & Wright, L. J. (2013): Ornithology Technical Report for the Proposed Dogger Bank Creyke Beck Offshore Wind Farm Projects. Report by British Trust for Ornithology to Forewind Ltd.
Byrkjedal, I., Breistøl, A., Mjøs, A. T. & Strann, K.-B. (2000): Winter habitat of White-billed and Great Northern Divers on the coast of Norway. Ornis Norvegica 23: 50–55.
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.
Cameron, P., Berg, J., von Westernhagen, H. & Dethlefsen, V. (1990): Missbildungen bei Fischembryonen der südlichen Nordsee. In: J. L. Lozán, W. Lenz, E. Rachor, B.

Watermann and H. von Westernhagen (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee: wissenschaftliche Fakten. Parey-Verlag, Berlin: 281-294.
Camphuysen, C. (1995): Herring Gull *Larus argentatus* and Lesser Black-backed Gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus efficient flying. Ardea 83: 365-380.
Camphuysen, 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.
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. & 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 Dijk, J. (1983): Zee- en kustvogels langs de Nederlandse kust, 1974–79. Limosa 56: 81–230.
Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J. C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L. A., Ljungqvist, C. T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K. E. & Acevedo-Gutiérrez, A. (2018). Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. Biological Conservation 226: 42–53.
Carstensen, J., Andersen, J. H., Gustafsson, B. G. & Conley, D. J. (2014): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. PNAS 111(15): 5628–5633.
Casini, M., Kornilovs, G., Cardinale, M., Möllmann, C., Grygiel, W., Jonsson, P., Raid, T., Flinkmann, J. & Feldman, V. (2011): Spatial and temporal density dependence regulates the condition of central Baltic Sea clupeids: compelling evidence using an extensive international acoustic survey. Popul. Ecol. 53: 511–523.
Casper, B. M., Carlson, T. J., Halvorsen, M. B. & Popper, A. N. (2016): Effects of impulsive pile-driving exposures on fishes. In: A. N. Popper and A. Hawkins (Hrsg.), The effects of noise on aquatic life II: 3rd International Conference: 125–132.
CBD (2018): Report of the regional workshop to facilitate the description of ecologically or biologically significant marine areas in the Baltic Sea. 19-24 February 2018. CBD (Convention on biolgical diversity), Helsinki https://www.cbd.int/doc/c/aa9a/bde9/eaf24f73bd471d64e8094722/ebsa-ws-2018-01-04-en.pdf, 22.07.2019.
CE Delft (2015): Scrubbers – An economic and ecological assessment. Publication code: 15.4F41.20. Commissioned by: NABU CE Delft, Delft NL: 45 S.
Christensen, T. K., Hounisen, J. P., Clausager, I. & Petersen, I. K. (2004): Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2003. National environmental Research Institute, Kalø.
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.
Clark, C. W., Ellison, W. T., Southall, B. L., Hatch, L. T., van Parijs, S. M., Frankel, A. & Ponirakis, D. (2009): Acoustic Masking in marine ecosystems: intuitions, analysis, and implication. Marine Ecology Progress Series 395: 201-222.
Collier, M., Dirksen, S. & Krijgsveld, K. (2012): A review of methods to monitor collisions or micro-avoidance of birds with offshore wind turbines. Strategic Ornithological Support Services Project SOSS-03A. Rapport Bureau Waardenburg, Culemborg.
Cook, A., Humphreys, L., Masden, E. & Burton, N. (2014): The avoidance rates of collision between birds and offshore turbines. Scottish Marine and Freshwater Science 5(16): 1-142.

Cook, A. S. C. P., Johnston, A., Wright, L. J. & Burton, N. H. K. (2012): A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. British Trust for Ornithology, Thetford.

Cook, R., Fariñas-Franco, J. M., R., G. F., H., H. R. & Holt, T. (2013): The Substantial First Impact of Bottom Fishing on Rare Biodiversity Hotspots: A Dilemma for Evidence-Based Conservation. PloS one: 8 (8) S.

Cooke, S. J. & Cowx, I. G. (2004): The Role of Recreational Fishing in Global Fish Crises. BioScience 54 (9): 857–859.

Cooper, J., Dunn, E., Kulka, D. W., Morgan, K. H. & Rivera, K. S. (2000): Addressing the Problem: Seabird Mortality from Longline Fisheries in the Waters of Arctic Countries. In: Chardine, J. W., Porter, J. M. & Wohl, K. D. In: J. W. Chardine, J. M. Porter and K. D. Wohl (Hrsg.), Workshop On Seabird Incidental Catch In The Waters Of Arctic Countries 26–28 April 2000. Report and Recommendations. CAFF Technical Report No. 7: 33–42.

Coppack, T. & Nestler, S. (2014): Mögliche klimabedingte Änderungen des Makrozoobenthos. In: R.-T.-R.-A. u. Radost-Jahresbericht (Hrsg.): 164. http://www.klimzug-radost.de/publikationen/berichtsreihe, 22.07.2019.

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., von Dorrien, C., Müller, V. & Conrad, M. (2015): Synthetic communication signals influence wild harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) behaviour. Bioacoustics: The International Journal of Animal Sound and its Recording. Bioacoustics. 24(3): 201–221. DOI: 10.1080/09524622.2015.1023848.

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.

Dähne, M., Harder, K. & Benke, H. (2011): Ergebnisse des Totfundmonitorings von Schweinswalen (Phocoena phocoena) an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1990 - 2010. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Güstrow. Deutsches Meeresmuseum, Stralsund: 46 S.

Darr, A., Beisiegel, K., Zettler, A., Zettler, M., Gutow, L., Armonies, M., Buschbaum, C., Ebbe, B., Gusky, M., Lackschewitz, D., Schuchardt, B., Günther, C., Pesch, R. & Scholle, J. (2018): Erfassung, Bewertung und Kartierung benthischer Arten und Biotope (AWZ-P4, Benthos) - Titel: 532 02 AWZ. Unveröffentlichter Projekt-Abschlussbericht des IOW, des AWI und der BioConsult Schuchardt & Scholle GbR im Auftrag des BfN: 165 S. & Anhang.

Darr, A., Beisiegel, K., Zettler, M. L., Ebbe, B. & Gutow, L. (2016): Monitoringbericht: Zustand der benthischen Biotope und Lebensräume in der deutschen

Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Untersuchungsjahr 2015 Stand: 31.08.2016. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 97 S. S. https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2016-09-02_AWZ-P4-Benthos-Monitoringbericht-2015-IOW-final.pdf, 22.07.2019.

Darr, A. & Zettler, M. (2009): Erprobung eines Fachvorschlags für das langfristige benthologische Monitoring der Natura 2000 Lebensräume in der deutschen AWZ der Ostsee als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000 - Berichtspflichten (FFH - Berichtsperiode 2007 - 2012) - Abschlussbericht. Leibniz - Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Biologische Meereskunde im Auftrag des BfN. 98 S. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Monitoringberichte/BfN-Monitoring-Benthos-Ostsee-2009.pdf, 22.07.2019.

Darr, A. & Zettler, M. (2011): Monitoring der benthischen Lebensgemeinschaften in den FFH-Lebensraumtypen als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000- und HELCOM-Berichtspflichten in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone, Seegebiet Ostsee (Berichtsperiode 2007 - 2012) - Abschlussbericht. Leibniz - Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Biologische Meereskunde im Auftrag des BfN. 95 S. https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Monitoringberichte/BfN-Monitoring-Benthos-Ostsee-2010-2011.pdf, 22.07.2019.

Darr, A., Zettler, M. L., Ebbe, B. & Gutow, L. (2012): Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Untersuchungsjahr 2011. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 54 S. https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2012-11-23_Cluster-4-Benthos-Monitoringberichtt-2011_IOW_final.pdf, 22.07.2019.

Darr, A., Zettler, M. L., Ebbe, B. & Gutow, L. (2014): Monitoringbericht: Zustand benthischer Arten und Biotope in der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone von Nord- und Ostsee. Untersuchungsjahr 2013. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. 86 S. https://www.io-warnemuende.de/tl_files/bio/ag-benthische-organismen/pdf/2014-10-15_Cluster-4-Benthos-Monitoringbericht-2013-IOW-final.pdf, 22.07.2019, 18.04.2018.

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.

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.

Davis, M. W. (2002): Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 1834–1843.

De Jong, C. A. F., Ainslie, M. A., Dreschler, J., Jansen, E., Heemskerk, E. & Groen, W. (2010): Underwater noise of Trailing Suction Hopper Dredgers at Maasvlakte 2: Analysis of source levels and background noise. TNO Report No. TNO-DV 2010 C335: The Hague.

de Swart, R. L., Ross, P. S., Vos, J. G. & Osterhaus, A. D. M. E. (1995): Contaminant-related Suppression of Delayed-type Hypersensitivity and Antibody Responses in Harbor Seals Fed Herring from the Baltic Sea. Environmental Health Perspectives 103: 162–167.

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? In: J. Köppel and E. Schuster (Hrsg.), Book of Abstracts. Conference on Wind energy and Wildlife impacts (CWW 2015), March 10-12, 2015. Berlin, Germany: 27.

Dehnhardt, G. & Bleckmann, H. M. B. (1998): Seal whiskers detect water movements. Nature 394: 235–236.

Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1992): Handbook of the Birds of the World. Bd. 1. Lynx Edicions, Barcelona.

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.

Desforges, J. P. W., Sonne, C., Levin, M., Siebert, U., De Guise, S. & Dietz, R. (2015): Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals. Environment International 86: 126–139.

Desholm, M. & Kahlert, J. (2005): Avian collision risk at an offshore wind farm. Biology letters 1: 296-298.

Detloff, K. C. & Koschinski, S. (2017): Wissenschaftliche Grundlagen für ein ökosystemgerechtes Fischereimanagement in der deutschen AWZ Erprobung und Weiterentwicklung alternativer, ökosystemgerechter Fanggeräte zur Vermeidung von Beifängen von Seevögeln und Schweinswalen in der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg: 61 S.

Deutscher Bundestag (2014): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Valerie Wilms, Steffi Lemke, Agnieszka Brugger, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN. Drucksache 18/2666 – Gefahren und Bergung von Waffen- und Munitionsaltlasten in Nord- und Ostsee: 15 S.

Deutscher Bundestag (2019): Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Olaf in der Beek, Frank Sitta, Grigorios Aggelidis, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP – Drucksache 19/7684 – Umweltauswirkungen versenkter Munition in der Ostsee. Drucksache 19/8070: 8 S.

Deutscher Bundestag (2003): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Christel Happach-Kasan, Hans-Michael Goldmann, Rainer Brüderle, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP. Drucksache 15/1447 – Industrieller Fischfang in der Nord- und Ostsee, 22.07.2003.

Deutscher Bundestag (2008): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Undine Kurth (Quedlinburg), Rainder 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 (2010): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Dr. Valerie Wilms, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/1892 – Gefahren der Ölförderung in deutschen und europäischen Meeren. Drucksache 17/2208 vom 17.06.2010: 12 S. http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/17/022/1702208.pdf, 21.08.2017.

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 Ab-

geordneter 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.

Diaz, R. J. & Rosenberg, R. (1995): Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr. Mar. Biol. Ann Rev. 33: 245-303.

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 (1): 38-46.

Dierschke, A. & 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, V. (2001): Large gulls as predators of passerine landbirds migrating across the southeastern North Sea. Ornis Svecica 11: 171–180.

Dierschke, V. (2002): Durchzug von Sterntauchern *Gavia stellata* und Prachttauchern *G. arctica* in der Deutschen Bucht bei Helgoland. Vogelwelt 123: 203–211.

Dierschke, V. & Daniels, J. P. (2003): Zur Flughöhe ziehender See-, Küsten-und Greifvögel im Seegebiet um Helgoland. Corax 19: 35–41.

Dierschke, V., Exo, K.-M., Mendel, B. & Garthe, S. (2012): Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachttaucher *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.

Dierschke, V. & Helbig, A. J. (2008): Avifauna von Hiddensee. Meer und Museum 21: 67–202.

Dietz, R., Teilmann, J., Andersen, S. M., Rigét, F. & Olsen, M. T. (2013): Movements and site fidelity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. ICES J. Mar. Sci. 70(1): 186–195.

Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O. D. & Laidre, K. (2003): Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry - Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. NERI Technical Report 429, National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Copenhagen: 44 S.

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.

Döring, R., Laforet, I., Bender, S., Sordyl, H., Kube, J., Brosda, K., Schulz, N., Meier, T., Schaber, M. & Kraus, G. (2005): Wege zu einer natur- und ökosystemverträgichen Fischerei am Beispiel ausgewählter Gebiete der Ostsee. Enbericht des F+E Vorhabens (FKZ 802 25010) Gutachten erstellt im Auftrag des BfN: 274 S. + Anhänge.

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., V., G., Kwok, O. C. H., McFee, 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 S.

Dunham, A., Pegg, J., Carolsfeld, W., Davies, S., Murfitt, I. & Boutillier, J. (2015): Effects of submarine power transmission cables on a glass sponge reef and associated megafaunal community. Marine environmental research 107: 50-60.

Durinck, J., Skov, H., Danielsen, F. & Christensen, K. D. (1994): Vinterføden hos Rødstrubet Lom *Gavia stellata* i Skagerak. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsakrift 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. https://www.nature.com/articles/srep11083, 22.07.2019.

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.

Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J., Buckmann, K., Casini, M., Gasyukov, P., Horbowy, J., Hüssy, K., Kirkegaard, E. & Kornilovs, G. (2015): Eastern Baltic cod in distress: an ecological puzzle hampering scientific guidance for fisheries management. ICES Journal of Marine Science 72: 2180–2186.

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.

Eichhorn, G., Afanasyev, V., Drent, R. H. & van der Jeugd, H. P. (2006): Spring stopover routines in Russian Barnacle Geese *Branta leucopsis* tracked by resightings and geolocation. Ardea 94: 667-678.

Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., Mortensen, L. O., Nielsen, J. R., Nilsson, H. C., O'Neill, F. G., Polet, H., Reid, D. G., Sala, A., Sko, 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 - Contribution to the Supplement: Effects of Fishing on Benthic Fauna, Habitat and Ecosystem Function. ICES Journal of Marine Science (2016), 73 (Supplement 1): i27 – i43. doi:10.1093/icesjms/fsv099.

Ellermaa, M., Pettay, T. & Könönen, J. (2010): Atumn migration in Põõsaspea Cape in 2009. Hirundo 23: 21–46.

Elmer, K. H., Betke, K. & Neumann, T. (2007): Standardverfahren zur Ermittlung und Bewertung der Belastung der Meeresumwelt durch die Schallimmission von Offshore-Windenergieanlagen. Abschlussbericht zum BMU-Forschungsvorhaben 0329947. Institut für Statik und Dynamik. Leibniz Universität Hannover: 129 S.

Erbe, C. & King, A. R. (2009): Modeling cumulative sound exposure around marine seismic surveys. Modeling cumulative sound exposure around marine seismic surveys. 125(4): 2243–2451.

Erdmann, F., Bellebaum, J., Kube, J. & Schulz, A. (2005): Verluste von See- und Wasservögeln durch die Fischerei unter besonderer Berücksichtigung der international bedeutsamen Rast-, Mauser- und Überwinterungsgebiete in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Abschlussbericht. Bericht erstellt im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern: 129 S.

Eriksson, A., Bach, P., J. de Jong & Bach, L. (2013): Studie av migrerande fladdermöss vid Södra Midsjöbanken, hösten 2012. report to E.ON Vind Sverige AB: 20 S.

Europäische Kommission (2013): Natura 2000. Interpretation Manual of European Union Habitats, Brussels. European Commission, DG Environment, Brussels: 146 S.
Europäische Kommission (2016): Mapping Fishing Activities (MFA). https://bluehub.jrc.ec.europa.eu/webgis_fish/, 21.08.2017.
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.
Evert, U. (2004): Nahrungsökologie von Meeresenten in der Pommerschen Bucht. Diplomarbeit. Universität Kiel.
FAO (2017): Fishing Gear types, Technology Fact Sheets. In: FAO (Hrsg.), Fisheries and Aquaculture Department [online]. www.fao.org/fishery/geartype/search/en, 22.07.2019.
Fayer, R., Dubey, J. P. & Lindsay, D. S. (2004): Zoonotic protozoa: from land to sea. Trends in Parasitology 20: 531–536.
Feldens, P., Schwarzer, K., Hübscher, C. H. & Diesing, M. (2008): Genesis and sediment dynamics of a subaqueous dune field in Fehmarn Belt (south-western Baltic Sea). Marburger Geographische Schriften Heft 145: 80 – 97.
FEMA (2013): Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Marine Fauna and Flora - Baseline. Benthic Fauna of the Fehmarnbelt Area. Report No. E2TR0020 - Volume II. FEMA.
FEMERN A/S (2013a): Feste Fehmarnbeltquerung Planfeststellung- Anlage 15: Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) – Band II B. FEMERN A/S, Kopenhagen: 607 S.
FEMERN A/S (2013b): Feste Fehmarnbeltquerung Planfeststellung- Anlage 15: Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) – Band II C. FEMERN A/S, Kopenhagen.
Figge, K. (1981): Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. Karte Nr. 2900 mit Begleitheft. Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg: ohne S.
Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands: dritte fortgeschriebene Fassung 2017. Bundesamt für Naturschutz.
Fjeldså, J. (2004): The Grebes. The Grebes., New York.
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.
Fliessbach, K. L., Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N., Schwemmer, P. & Garthe, S. (2019): A ship traffic disturbance vulnerability index for Northwest European seabirds as a tool for marine spatial planning. Frontiers in Marine Science 6: 1-15.
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: Edinburgh S.
Fossi, M. C. & Marsili, L. (2003): Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. Effects of endocrine disruptors in aquatic mammals. 75: 2235–2247.
Fox, A. D. (2003): Diet and habitat use of scoters Melanitta in the Western Palaearctic – a brief overview. Waterfowl 54: 189–208.
Franeker, J., van 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.
Fransson, T., Österblom, H. & Hall-Karlsson, S. (2008): Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 2. Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 2., Stockholm.
Frederiksen, M., Daunt, F., Harris, M. P. & Wanless, S. (2008): 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.
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.

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.

Furness, R. W., Wade, H. M. & Masden, E. A. (2013): Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. Journal of environmental management 119: 56–66.

Gajewski, L. & Uscinowicz, S. (1993): Hydrologic and sedimentologic aspects of mining aggregate from the Słupsk Bank (Baltic Sea). Mar. Georesour. Geotec. 11 (3): 229–244.

Garthe, S. (2003): Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ: 802 85 280 - K 1 (Bundesamt für Naturschutz): 68 S.

Garthe, S., Dierschke, V., Weichler, T. & Schwemmer, P. (2004a): Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. MINOS Abschlussbericht TP 5: 195-333.

Garthe, S., Dierschke, V., Weichler, T. & Schwemmer, P. (2004b): Teilprojekt 5 – Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. In: K. Eskildsen, D. Adelung, H. Benke, G. Dehnhardt, S. Garthe, A. Kellermann, K. Lucke, M. Scheidat, S. Siebert, U. Verfuß and R. Wilson (Hrsg.), Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich. Endbericht.

Garthe, S., Guse, N. & Sonntag, N. (2008): Spatio-temporal patterns of inshore and offshore foraging by Great Cormorants in the southwestern Baltic Sea. In: K. Wollny-Goerke and K. Eskildsen (Hrsg.), Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy. MINOS - Marine warm-blooded animals in North and Baltic Seas. Teubner, Wiesbaden.

Garthe, S. & Hüppop, O. (1994): Distribution of ship-following seabirds and their utilisation of discards in the North Sea in summer. Mar. Ecol. Prog. Ser. 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. (1999): Effect of ship speed on seabird counts in areas supporting commercial fisheries. Journal of Field Ornithology 70: 28-32.

Garthe, S., Hüppop, O. & Weichler, T. (2002): Anleitung zur Erfassung von Erfassung von Seevögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Seevögel 23: 47-55.

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. & Scherp, B. (2003): Utilisation of discards and offal from commercial fischeries by seabirds in the Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. 60: 980-989.

Garthe, S., Schwemmer, H., Müller, S., Peschko, V., Markones, N. & Mercker, M. (2018): Seetaucher in der Deutschen Bucht: Verbreitung, Bestände und Effekte von Windparks. Bericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie und das Bundesamt für Naturschutz. https://www.bsh.de/DE/PRESSE/Veranstaltungen/MUS/Meeresumweltsymposium_node.html, 18.06.2019.

Garthe, S., Ullrich, N., Weichler, T., Dierschke, V., Kubetzki, U., Kotzerka, J., Krüger, T., Sonntag, N. & Helbig, A. J. (2003a): See- und Wasservögel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg.

Garthe, S., Wienck, K. & Cassens, I. (2003b): Herring Gull *Larus argentatus* winter diet at the western Valtic Sea coast: Does ice cover make a difference? Atlantic Seabirds 5: 13–20.

Gaston, A. J. & Jones, I. L. (1998): The auks: Alcidae. Oxford University Press, Oxford.

Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eikhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavy, T., Stübing, S., Sudmann, S. R., Steffens, R., Vökler, F. & Witt, W. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.

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.

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.

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 Research Report 31. Centre for Environmental Risk, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK: 223 S.

Geßner, J. (2004): *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* Mitchill, 1815. In: B. Petersen, G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder and A. Ssymank (Hrsg.), Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH -Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Bonn-Bad Godesberg (Landwirtschaftsverlag). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 69(2): 205–210.

Geßner, J., Tautenhahn, M., von Nordheim, H. & Borchers, T. (2010): Nationaler Aktionsplan zum Schutz und zur Erhaltung des europäischen Störs (*Acipenser sturio*). Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 84 S.

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: 35 S.

Gill, A. B., Bartlett, M. & Thomsen, F. (2012): Potential interactions between diadromous fishes of U.K. conservation importance and the electromagnetic fields and subsea noise from marine renewable energy developments. Journal of Fish Biology 81: 664–695.

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. Cowrie-EM Field 2-06-2006: 128 S. inkl. Anhänge.

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.

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., Peschko, V., Scheidat, M. & Siebert, U. (2012): 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., Peschko, V., Siebert, U., Gallus, A., Hansen, S., Krügel, K., Dähne, M. & Benke, H. (2011): Monitoringbericht 2010-2011. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) & Deutsches Meeresmuseum Stralsund: 138 S.

Gilles, A., Viquerat, S., Siebert, U., Gallus, A. & Benke, H. (2014): Monitoring von marinen Säugetieren 2013 in der deutschen Nord- und Ostsee. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) & Deutsches Meeresmuseum Stralsund: 71 S.

Glockzin, M. & Zettler, M. L. (2008): Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors - a case study from the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). Journal of Sea Research 59: 144-161.

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.

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: 63–67.

Green, M., Alerstam, T., Clausen, P., Drent, R. & Ebbinge, B. S. (2002): Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*, as recorded by satellite telemetry, do not minimize flight distance during spring migration. Ibis 144: 106-121.

Gregory, J. & Clabburn, 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 Placenta Bay, Newfoundland. NAFO Sci Coun Studies 29: 3–2.

Grémillet, D., Argentin, G., Schulte, B. & Culik, B. (1998): Flexible foraging techniques in breeding Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Shags *Phalacrocorax aristotelis*: benthic or pelagic feeding? Ibis 140: 113-119.

Grémillet, D. & Boulinier, T. (2009): Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. Marine Ecology Progress Series 391: 121–137.

Griffin, L., Rees, E. C. & Hughes, B. (2016): Satellite tracking Bewick's Swan migration in relation to offshore and onshore wind farm sites. Final Report to the Department of Energy and Climate Change The Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge.

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.

Guse, N., Garthe, S. & Schirmeister, B. (2009): Diet of red-throated divers *Gavia stellata* reflects the seasonal availability of Atlantic herring *Clupea harengus* in the southwestern Baltic Sea. Journal of Sea Research 62: 268-275.

Hackstein, J. (2012): Die See wird eng – Raumbezogener Ausbildungs-, Übungs- und Erprobungsbedarf der deutschen Streitkräfte in Nord- und Ostsee. Marineforum (3): 20–23.

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-Spencer, J. M., Rodolfo-Metalpa, R., Martin, S., Ransome, E., EFine, M., Turner, S. M., Rowley, S. J., Tedesco, D. & Buia, M.-C. (2008): Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. Nature Vol. 454: 96-99.

Hall, A. & Thompson, D. (2009): Gray Seal *Halichoerus grypus*. In: W. F. Perrin, B. Würsig and J. G. M. Thewissen (Hrsg.), Encyclopedia of marine mammals. Elsevier, Amsterdam: 500-503.

Hall, M. A., Alverson, D. L. & Metuzals, K. I. (2000): By-Catch: problems and solutions. Mar. Pollut. Bull. 41 (1–6): 204–219.

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. & Vázques, J. A. (2013): Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. Biological Conservation 164: 107–122.

Hanke, F. D., Hanke, W., Scholtyssek, C. & Dehnhardt, G. (2009): Basic mechanisms in pinniped vision. Exp. Brain Res. 199: 299–311.

Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., Ovegård, M., Salmi, J., Sendek, D. & Vetemaa, M. (2017): Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. ICES Journal of Marine Science 75: 999-1008. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx207.

Hansson, S. & Rudstam, L. M. (1990): Eutrophication and Baltic Fish communities. Ambio 19 (3): 123-125.

Harder, K. (2011): Zum Vorkommen des Nordostatlantischen Seehundes in der Ostsee. Meer und Museum 23: 209–218.

Harding, K. C., Härkönen, T., Helander, B. & Karlsson, O. (2007): Status of Baltic grey seals: Population assessment and extinction risk. NAMMCO Scientific Publications 6: 33–56.

Hario, M., Rintala, J. & Nordenswan, G. (2009): Dynamics of wintering long-tailed ducks in the Baltic Sea – the connection with lemming cycles, oil desasters, and hunting. Suomen Riista 55: 83–96.

Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S. J., Jepson, P. D., Dau Rasmussen, T. & Thompson, P. M. (2006): A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. Diseases of Aquatic Organisms 68: 115–130.

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.

Hartwig, E., Korsch, M. & Schrey, E. (1992): Seevögel als Müllopfer in der Deutschen Bucht. Seevögel 13: 1–4.

Hartwig, E. & Müller-Jensen, G. (1980): Zur Nahrung der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) an einem Brutplatz in der Schlei bei Schleswig zur Zeit der Eiablage und Bebrütung. Seevögel 1: 38-46.

Hartwig, E., Reineking, B., Schrey, E. & Vauk-Hentzelt, E. (1985): Auswirkungen der Nordsee-Vermüllung auf Seevögel, Robben und Fische. Seevögel 6/Sonderband (Festschrift Vauk): 57–62.

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. (2014): Assessing the impacts of underwater sounds on fishes and other forms of marine life. Acoust Today 10: 30-41.

Hedgren, S. (1976): Om sillgrisslans *Uria aalge* föda vid Stora Karlsö. Vår Fågelvärld 35: 287–290.

Heessen, 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. Academic Publishers, Wageningen: 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 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.

HELCOM (1998): Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. Helsinki Comission - Baltic Marine Environment Protection Commission, Baltic Sea Environment Proceedings 75: 115 S.

HELCOM (2007): HELCOM Red list of threatened and declining species of lampreys and fishes of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 109: 40 S.

HELCOM (2009a): Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 115B.

HELCOM (2009b): Marine Litter in the Baltic Sea Region - Assessment and priorities for response. Helsinki Commission, Helsinki: 20 S.

HELCOM (2010): Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003-2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. Baltic Sea Environmental Proceedings 122: 1-64.

HELCOM (2012): Checklist of Baltic Sea Macro-species. Baltic Sea Environment Proceedings No. 130. Checklist of Baltic Sea Macro-species. Baltic Sea Environment Proceedings No. 130., Helsinki: 203 S.

HELCOM (2013a): Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic sea region. Baltic Sea Environment Proceedings 133: http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Background/Eutorophication%20targets_BSEP133.pdf, 22.07.2019.

HELCOM (2013b): Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the ad hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI). Baltic Sea Environment Proceeding (BSEP) No. 142.: 128 S.

HELCOM (2013c): Climate change in the Baltic Sea Area: HELCOM thematic assessment in 2013. Baltic Sea Environmental Proceedings No. 137.

HELCOM (2013d): HELCOM HUB - Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Baltic Sea Environment Proceedings No. 139: 96 S.

HELCOM (2013e): HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environment Proceedings No. 140: 106 S.

HELCOM (2013f): HELCOM Red List Species Information Sheets (SIS) Fish. Baltic Marine Environment Protection Commission: 306 S.

HELCOM (2013g): Red List of Baltic Sea underwater biotopes, habitats and biotope complexes. Baltic Sea Environment Proceedings No. 138: 69 S.
HELCOM (2013h): Review of the Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting. Balt. Sea Environ. Proc. No. 141.
HELCOM (2014): Eutrophication status of the Baltic Sea 2007–2011 - A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 143.
HELCOM (2015): Recreational fisheries in the Baltic Sea and availability of data. Continuation of the project on Baltic-wide assessment of coastal fish communities in support of an ecosystem-based management. Baltic Marine Environment Protection Commission, Kopenhagen: 9 S. http://helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Projects/FISH-PRO%20II/Recreational%20fisheries%20in%20the%20Baltic%20Sea%20and%20availability%20of%20data.pdf, 25.04.2019.
HELCOM (2016): Illegal discharges of oil in the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet, http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/hazardous-substances/illegal-discharges-of-oil-in-the-baltic-sea/, 14.07.2017.
HELCOM (2017a): First version of the 'State of the Baltic Sea' report. Doc. 4J-14 HELCOM STATE & CONSERVATION 6-2017 Uppsala, Schweden, 15.-19. May 2017: 156 S. https://portal.helcom.fi/meetings/FISH%206-2017-437/MeetingDocuments/4-3%20Draft%20First%20version%20of%20the%20State%20of%20the%20Baltic%20Sea%20report.pdf, 21.08.2017.
HELCOM (2017b): Information about Coastal recreational fisheries in the Baltic Sea countries. Baltic Marine Environment Protection Commission, Group on Ecosystem-based Sustainable Fisheries, Helsinki: 10 S. https://portal.helcom.fi/meetings/FISH%206-2017-437/MeetingDocuments/3-1%20Information%20about%20Coastal%20recreational%20fisheries%20in%20the%20Baltic%20Sea%20countries.pdf, 25.04.2019.
HELCOM (2017c): Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. HELCOM core indicator report. http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Number-drowned-bird-mammmal%20-HELCOM%20core%20indicator%20report%20-%20HOLAS%20II%20component.pdf, 22.07.2019.
HELCOM (2018a): Distribution of Baltic seals. HELCOM core indicator report. July 2018.
HELCOM (2018b): HELCOM Assessment on maritime activities in the Baltic Sea 2018. Baltic Sea Environment Proceedings 152, Helsinki Commission, Helsinki: 253 S.
HELCOM (2018c): Nutritional status of seals. HELCOM core indicator report. July 2018.
HELCOM (2018d): Population trends and abundance of seals. HELCOM core indicator report. July 2018 http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Population%20trends%20and%20abundance%20of%20seals%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf, 06.06.2019.
HELCOM (2018e): Reproductive status of seals. HELCOM core indicator report. July 2018 http://www.helcom.fi/Core%20Indicators/Reproductive%20status%20of%20seals%20HELCOM%20core%20indicator%202018.pdf, 06.06.2019.
HELCOM (2018f): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155: 155 S. http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP155.pdf; 22.07.2019.
HELCOM (2019): Outcome of HELCOM Workshop on Seal-Fisheries Interactions (SFI WS 1-2019). HELCOM Workshop on Seal-Fisheries Interactions Copenhagen, Denmark, 27 June 2019 HELCOM Secretariat, Helsinki, Finland: 6 S.
Helle, E., Olsson, M. & Jensen, S. (1976): PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. AMBIO 5: 5–6.
Hemmingsson, M., Fjälling, A. & Lunneryd, S. G. (2008): The pontoon trap: Description and function of a seal-safe trap-net. Fisheries Research 93: 357–359.

Hempelmann, A. (2013): Is there electrocreception 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: 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.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J. & Madsen, P. T. (2014): High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). J. Acoust. Soc. Am. 136(4): 1640-1653.

Herr, H. (2009): Vorkommen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in Nord- und Ostsee - im Konflikt mit Schifffahrt und Fischerei? Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Departments Biologie der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften der Universität Hamburg. Universität Hamburg: 118 S.

Herr, H., Siebert, U. & Benke, H. (2009): Stranding numbers and bycatch implications of harbour porpoises along the German Baltic Sea coast. 16th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, Brugge, Belgium, 20-24 April 2009. Document AC16/Doc.62 (P) 3.

Herrmann, C. (2012): Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern 2006–2012. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow: 16 S.

Herrmann, C., Hario, M., Sonntag, N., Tjernberg, M., Thorup, O., Fedorov, V., Kieckbusch, J., Stipniece, A. & Sternik, L. (2013): Red List of Baltic breeding and wintering birds. Baltic Sea Environment Proceedings 140: 74–89.

Herrmann, C. & Krause, J. C. (2000): Ökologische Auswirkungen der marinen Sand- und Kiesgewinnung. BfN-Skripten 23: 20–33.

Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queirós, A. M., Duplisea, D. E. & Piet, G. J. (2006): Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production and species richness in different habitats. Can J Fish Aquat Sci 63: 721–736.

Higgins, R. (2000): Bacteria and fungi of marine mammals: A review. A review. Can. Vet. J. 41: 105–116.

Hildebrand, J. A. (2005): Marine Mammal Research: Conservation beyond crisis. In: J. E. Reynolds, W. F. W. F. Perrin, R. R. Reeves, S. Montgomery and T. J. Ragen (Hrsg.), The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland: 101–124.

Hildebrand, J. A. (2009): Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. Marine Ecology Progress Series Vol. 395: 5–20.

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.

Huggenberger, S., Benke, H. & Kinze, C. C. (2002): Geographical variation in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) skulls: support for a separate non-migratory population in the Baltic Proper. Ophelia 56(1): 1–12.

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. & Hill, R. (2016): Migration phenology and behaviour of bats at a research platform in the south-eastern North Sea. Lutra 59 (1-2): 5-22.

Hüppop, O., Hüppop, K., Dierschke, J. & Hill, R. (2016): Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. Bird Study 63: 73–82.

Hüppop, O., Michalik, B., Bach, L., Hill, R. & Pelletier, S. K. (2019): Migratory birds and bats. In: M. R. Perrow (Hrsg.), Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions. Pelagic Publishing, Exeter: 142-173.

Hutchings, J. A., Bishop, T. D. & McGregor-Shaw, C. R. (1999): Spawning behavior of Atlantic cod, Gadus morhua, evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. Can J Fish Aquat 56: 97–104.

Hutchison, Z., Sigray, P., He, H., Gill, A. B., King, J. & Gibson, C. (2018): Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates) and American Lobster Movement and Migration From Direct Current Cables. OCS Study BOEM 2018-003. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Sterling, VA: 148 S. appendices.

ICES (2005): Report of the Ad-hoc Group on the Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC) (2nd edition). International Council for theExploration of the Sea., Kopenhagen: 57 S.

ICES (2008): Report of the Workshop on Fisheries Management in Marine Protected Areas (WKFMMPA). ICES Council Meeting documents, Copenhagen: 157 S.

ICES (2015a): Fishing abrasion pressure maps for mobile bottom-contacting gears. Available as ESRI Raster data at:. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Data%20outputs/HELCOM_mapping_fishing_intensity_and_effort_data_outputs_2015.zip, 09.10.2017.

ICES (2015b): Report of the Workshop on Lampreys and Shads (WKLS). ICES CM 2014/SSGEF 13. 27–29 November 2014, Lisbon, Portugal: 206 S.

ICES (2016a): HELCOM request on pressure from fishing activity (based on VMS/logbook data) in the HELCOM area relating to both seafloor integrity and management of HELCOM MPAs. Book 1, ICES Advice 2015: 24 S. https://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2015/Special_Requests/HELCOM_pressure_from_fishing_activity.pdf, 21.08.2017.

ICES (2016b): Report of the Advisory Committee, 2016. Baltic Sea Ecoregion. 8.3.4 Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Advice/2016/2016/cod-2224.pdf, 06.10.2017.

ICES (2017a): Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). ICES Advisory Committee, ICES CM 2017/ACOM:24 International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark: 82 S.

ICES (2017b): Report of the Working Group on Recreational Fisheries Surveys (WGRFS), 6–10 June 2016. ICES CM 2016/SSGIEOM:10., Nea Peramos, Greece.: 76 S.

ICES (2018a): Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). cod.27.22-24. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort: 16 S. https://doi.org/10.17895/ices.pub.4377.

ICES (2018b): Report of the Working Group on Bycatch of Protected Species (WGBYC). International Council for the Exploration of the Sea., Copenhagen: 128 S.

ICES (2019a): Benchmark Workshopon Baltic Cod Stocks (WKBALTCOD2). ICES Scientific Reports 1:9: 310 S. http://doi.org/10.17895/ices.pub.4984.

ICES (2019b): ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea Ecoregion, Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). 15 S.

IfAÖ (2008): FFH-Veträglichkeitsprüfung (FFH-VU) nach § 18 LNatG M-V, § 34 Abs. 1 BNatSchG in Verb. Mit Art. 6 (3) der FFH-Richtlinie zum Projekt Nord Stream Pipeline von der Grenze der deutschen Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) bis zum Anlandungspunkt – Anhang 1: Kurzbeschreibung der relevanten Projekte und Summationswirkungen.: 147 S. https://docplayer.org/44844310-Ffh-vertraeglichkeitsuntersuchung-ffh-vu-nach-18-lnatg-m-v-34-abs-1-bnatschg-in-verb-mit-art-6-3-der-ffh-richtlinie-zum-projekt.html; 22.07.2019.

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.

IOW (2013): Fahrtbericht Ostsee-Monitoring und –kartierung (EMB 047 und 049): 12 S.
IOW (2015): Faktenblatt zur Sauerstoffsituation am Boden der Ostsee. Download von https://www.io-warnemuende.de/faktenblaetter.html, 22.07.2019.
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. In: T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P. M. Midgley (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: 1535.
ITAP (2011): Messung der Hydroschallimmissionen des Schwimmbaggers „Taccola“ bei Baggerarbeiten an der Wendestelle des Außenhafens in Emden. Institut für technische und angewandte Physik GmbH (ITAP): Bericht i. A. WSA Emden.
IUCN (2016): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016.2. www.iucnredlist.org, 18.05.2016).
IUCN (2019): The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1 www.iucnredlist.org, 18.06.2019.
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 gondiiin polar bears and their marine mammal prey: evidence for a marine transmission pathway. Polar. Biol. 33: 599–606.
Jenssen, B. M. (1994): Review article: Effects of oil pollution, chemical treated oil, and cleaning on thermal balance of birds. Environmental Pollution 86: 207–215.
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., Papachlimitzou, 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.
Joensen, A. H. & Hansen, E. B. (1977): Oil pollution and seabirds in Denmark 1971–1976. Danish Review of Game Biology 10: 1–31.
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.
Jüssi, M., Härkönen, T., Jüssi, I. & Helle, E. (2008): Decreasing Ice Coverage Will Reduce the Breeding Success of Baltic Grey Seal (Halichoerus grypus) Females. AMBIO 37(2): 80–85.
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.
Kallenborn, R., Hartwig, E. & Huhnerfuß, E. (1994): Vergleich der Nahrung von Eiderenten (*Somateria mollissima* (L)) aus Oehe-Schleimünde mit Ergebnissen aus unterschiedlichen Nord-und Ostseegebieten. Sevögel 15: 31-37.
Kalmijn, A. J. (1988): Hydrodynamic and acoustic field detection. In: J. Atema, R. R. Fay, A. N. Popper and W. N. Tavolga (Hrsg.), 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 (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., De Haan, D., Staal, C., Nieuwstraten, S. H. & Verboom, W. C. (1995): Entanglement of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in fishing nets. In: P. E. Nachtigall, J. Lien, W. W. L. Au and A. Read (Hrsg.), Harbour porpoises - laboratory studies to reduce bycatch. De Spil Publishers, Woerden, The Netherlands: 91–156.

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 th 25-kHz Range. Aquatic Mammals 41: 388–399.

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., 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. & 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., 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., 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., 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.

Kauhala, K., Ahola, M. P. & Kunnasranta, M. (2014): Decline in the pregnancy rate of Baltic grey seal females during the 2000s. Ann. Zool. Fennici 51: 313–324.

Keller, O., Lüdemann, K. & Kafemann, R. (2006): Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Fish fauna. In: C. Zucco, W. Wende, T. Merck, I. Köchling and J. Köppel (Hrsg.), Ecological Research on Offshore Windfarms: Internationals 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.

Kesselring, T., Viquerat, S., Brehm, R. & Siebert, U. (2017): Coming of age: - Do female harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? PLoSONE 12(10): e0186951. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186951, 02.11.2017.

Ketten, D. R. (2012): Marine Mammal Auditory System Noise Impacts: Evidence and Incidence. In: N. P. a. A. Hawkins (Hrsg.), The Effects of Noise on Aquatic Life. Springer Science+Business Media: 207–212.

Kieckbusch, J. & Koop, B. (1996): Brutbestand, Rastverbreitung und Nahrungsökologie des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Schleswig-Holstein. Corax 16: 335-355.

Kieckbusch, J. J. (1993): Beobachtungen zur Nahrungswahl des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in der Umgebung des Naturschutzgebietes „Oehe-Schleimünde“. Seevögel 14: 19-22.

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.

King, S. (2019): Seabirds: collision. In: M. R. Perrow (Hrsg.), Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions, Vol. 3, Offshore: Potential Effects. Pelagic Publishing, Exeter: 206-234.

Kipple, B. (2002): Southeast Alaska Cruise Ship Underwater Acoustic Noise. Naval Surface Warfare Center – Detachment Bremerton. Technical Report NSWCCD-71-TR-2002/574. Prepared for Princess Cruises and Glacier Bay National Park and Preserve: 84 S.

Kipple, B. (2004): Coral Princess Underwater Acoustic Levels. Naval Surface Warfare Center – Detachment Bremerton. Technical Report October 2004. Prepared for Princess Cruises and Glacier Bay National Park and Preserve: 5 S.

Kipple, B. & Gabriele, C. (2004): Glacier Bay Watercraft Noise – Noise Characterization for Tour, Charter, Private, and Government Vessels. Naval Surface Warfare Center – Detachment Bremerton. Technical Report NSWCCD-71-TR-2004/545 June 2004. Prepared for Princess Cruises and Glacier Bay National Park and Preserve: 47 S.

Kirchhoff, K. (1979): Nahrungsökologische Untersuchungen an benthosfressenden Enten in der Hohwachter Bucht. Diplomarbeit. Universität Kiel.

Klafs, G. & Stübs, J. (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Kleinschmidt, B., Burger, C., Dorsch, M., Nehls, G., Heinänen, S., Morkūnas, J., Žydelis, R., Moorhouse-Gann, R. J., Hipperson, H., Symondson, W. O. & Quillfeldt, P. (2019): The diet of red-throated divers (*Gavia stellata*) overwintering in the German Bight (North Sea) analysed using molecular diagnostics. Marine Biology 166: 77.

Klusek, Z. & Lisimenka, A. (2016): Seasonal and diel variability of the underwater noise in the Baltic Sea. J. Acoust. Soc. Am. 139(4): 1537-1547.

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.

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.

Kornis, M. S., Mercado-Silva, N. & Vander Zanden, M. J. (2012): Twenty years of invasion: a review of round goby Neogobius melanostomus biology, spread and ecological implications. J Fish Biol 80: 235–285.

Koschinski, S. (2002): Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. Ophelia 55(3): 167-197.

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.

Koschinski, S. & Lüdemann, K. (2011): Stand der Entwicklung schallminimierender Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen. Studie im Auftrag vom Bundesamt für Naturschutz (BfN): 83 S.

Koschinski, S. & Strempel, R. (2012): Strategies for the Prevention of Bycatch of Seabirds and Marine Mammals in Baltic Sea Fisheries. ASCOBANS AC19/Doc.4–17 (S), 19th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, Galway, Ireland, 20–22 March: 69 S.

Koschinski, S. & Wolff, N. (2012): Lebendige Ostsee - Beispiele für vorbildliche Fangmethoden und ihre Anwendbarkeit auf den Ostseeraum. Deutsche Umwelthilfe, Berlin: 44 S. http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Broschueren/DUH_Lebendige-Ostsee.pdf, 22.07.2019.

Köster, F. W. & Möllmann, C. (2000): Trophodynamic control byclupeid predators on recruitment success in Baltic cod? ICES Journal of Marine Science 57: 310–323.

Kowalik, J. & Struck, A. (2016): AIS basierte Analyse von Präsenz und Abundanz einer Schiffsauswahl im NSG Fehmarnbelt, NSG Kadetrinne und NSG Pommersche Bucht. unveröffentlicht. navama GmbH– technology for nature: 9 S.

Krause, J., Drachenfels, O., v., 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. (2008): Bewertungsschemata für die Meeres- und Küstenlebensraumtypen der FFH-Richtlinie - 11er Lebensraumtypen: Meeresgewässer und Gezeitenzonen. Bund-Länder-Arbeitskreis "FFH-Berichtspflichten Meere und Küsten": 23 S.

Krause, J. C., Boedeker, D., Backhausen, I., Heinicke, K., Groß, A. & von Nordheim, H. (2006): Progress in Marine Conservation in Europe: Natura 2000 Sites in German Offshore Waters. In: H. von Nordheim, D. Boedeker and J. C. Krause (Hrsg.), Progress in Marine Conservation in Europe. Springer-Verlag, Heidelberg.

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., 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., 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.

Kristensen, L. D., Støttrup, J. G., Svendsen, J. C., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O. K. & Grønkjær, P. (2017): Behavioural changes of Atlantic cod (Gadus morhua) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. Fisheries Management and Ecology 00: 1–8.

Krost, P. (1990): Der Einfluss der Grundschleppnetzfischerei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (Westl. Ostsee): Berichte aus dem Institut für Meereskunde. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel: 150 S.

Krüger, T. & Garthe, S. (2001): Flight altitudes of coastal birds in relation to wind direction and speed. Atlantic Seabirds 3: 203–216.

Kube, J., Bellebaum, J., Klein, R., Schirmeister, B. & Wendeln, H. (2007): Vorkommen und Phänologie von Raubmöwen (Stercorariidae) in der westlichen Ostsee. Vogelwelt 128: 11-20.

Kube, J. & Skov, H. (1996): Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of long-tailed ducks, Clangula hyemalis, in the southern Baltic Sea. Meereswissenschaftliche Berichte 18: 83–100.

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.

Kühn, S., Rebolledo, E. L. B. & van Franeker, J. A. (2015): Deleterious effects of litter on marine life. In: M. Bermann, L. Gutow and M. Klages (Hrsg.), Marine Anthropogenic Litter. Springer Open: 75–116.

Lagardère, J. P. (1982): Effects of noise on growth and reproduction of Crangon crangon in rearing tanks. Marine Biology 71: 177–185.

Lah, L., Trense, D., Benke, H., Berggren, P., Gunnlaugsson, P., Lockyer, C., Oztürk, A., Öztürk, B., Pawliczka, I., Roos, A., Siebert, U., Skora, K., Vikingsson, G. & Tiedemann, R. (2016): Spatially Explicit Analysis of Genome-Wide SNPs Detects Subtle Population Structure in a Mobile Marine Mammal, the Harbor Porpoise. PloS one 11(10): e0162792.doi:10.1371/journal.pone.0162792.

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 https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/030306_lana.pdf, 22.07.2019.

Landers, W. S. (1976): Reproduction and early development of the ocean quahog, Arctica islandica, in the laboratory. Nautilus 90 (2): 88–92.

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.

Larsson, K. & Tydén, L. (2005): Effekter av oleutsläpp på övervintrande alfågel Clangula hyemalis vid Hoburgs bank I centrala Östersjön mellan 1996/97 och 2003/04. Ornis Svecica 15: 161–171.

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 (2011-2017): Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland. Jahresberichte 2011–2017. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, https://www.lbeg.niedersachsen.de/erdoel-erdgas-jahresbericht/jahresbericht-erdoel-und-erdgas-in-der-bundesrepublik-deutschland-936.html, 23.05.2019.

LBEG (2016): Kohlenwasserstoff-Fachinformationssystem (KW-FIS). https://www.lbeg.niedersachsen.de/energie_rohstoffe/erdoel_und_erdgas/fachinformationssystem/kohlenwasserstoff-fachinformationssystem-kw-fis-670.html, 22.07.2019.

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 Acadamy 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.

Leipe, T. (1985): Zur Nahrungsökologie der Eisente (Clangula hyemalis) im Greifswalder Bodden (unter Berücksichtigung einiger anderer nordischer Tauchentenarten. Beiträge zur Vogelkunde 31: 121–140.

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., 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. IMARES, Wageningen.

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., Dijkman, E. M., Teal, L. & OWEZ-Team, T. (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. & 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.

Lepparenta, M. & Myrberg, K. (2009): Physical oceanography of the Baltic Sea. Springer: 407 S.

Lewis, T. L., Esler, D., Boyd, W. S. & Zydelis, R. (2005): Nocturnal foraging behaviour of wintering Surf Scoters and White-winged Scoters. Condor 107: 637-647.

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 1998-1: 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.

LLUR (2015): Erläuterungen zur Kartierung von gesetzlich geschützten Biotopen in SH, Stand April 2015. Erläuterungen zur Kartierung von gesetzlich geschützten Biotopen in SH, Stand April 2015: 132 S.

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.

Lönnstedt, O. M. & Eklöv, P. (2016): 'Environmentally relevant concentrations of micro-plastic particles influence larval fish ecology. Science 352: 1213–1216.

Love, M. S., Nishimoto, M. M., Clark, S. & 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: 33-41.

Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & von Westernhagen, H. (2003): Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer – Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg: 169 S.

Lozán, J. L., Schnack, D., Vobach, M., Westernhagenvon, H., Fock, H. O., Kloppmann, M. F. & Zimmermann, C. (2014): Wärmeliebende Fische auf dem Weg nach Norden. In: J. L. Lozán, H. Grassl, L. Karbe and G. Jendritzky (Hrsg.), Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage. Elektron. Veröffent. (Kapitel 2.3), www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de, 22.07.2019.

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. The Journal of the Acoustical Society of America 125: 4060-4070.

Ludwig, A., Debus, L., Lieckfeldt, D., Wirgin, I., Benecke, I., Jenneckens, I., Williot, P., Waldman, J. R. & Pitra, C. (2002): When the American sea sturgeon swam east. Nature 419: 447–448.

LUKE (2017): The Seals https://www.luke.fi/en/natural-resources/game-and-hunting/the-seals, 12.06.2019. Natural Resources Institute Finland (LUKE).

Lundberg, C. (2005): Eutrophication in the Baltic Sea. Åbo Akademi University.
Lundström, K., Hjerne, O., Lunneryd, S. G. & Karlsson, O. (2010): Understanding the diet composition of marine mammals: grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Baltic Sea. ICES J.Mar.Sci. 67 (6): 1230–1239.
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.
Luoma, S. N., Cain, D. J., Ho, K. & Hutchinson, A. (1983): Variable tolerance to Copper in two species from San Francisco bay. Mar Environ Res 10: 209–222.
Lyngs, P. & Durinck, J. (1998): Diet of Guillemots Uria aalge in the central Baltic Sea. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 92: 197–200.
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. 2009 No.523, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper: 115 S.
MacKenzie, B. R., Gislason, H., Möllmann, C. & Köster, F. W. (2007): Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. Global Change Biology 13(7): 1348–1367.
Madsen, F. J. (1954): On the food habits of the diving ducks in Denmark. Danish Review of Game Biology 2: 157–266.
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. Marine Ecology Progress Series 309: 279-295.
Markones, N. (2003): Multivariate Analyse des Vorkommens von Seevögeln in der Deutschen Bucht (Nordsee). Diplomarbeit. Universiät Kiel.
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.
Markones, N., Schwemmer, H. & Garthe, S. (2012): Seevogel-Monitoring 2011 / 2012 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Vilm.
Markones, N., Sonntag, N. & Garthe, S. (2010): Seevogelmonitoring in Nord- und Ostsee: Vogelbeobachtung auf offenem Meer. Der Falke 57: 60-65.
Masden, E. A., Foster, S. & Jackson, A. C. (2013): Diving behaviour of Black Guillemots Cepphus grylle in the Pentland Firth, UK: potential for interactions with tidal stream energy developments. Bird Study 60: 547–549.
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.
Matthäus, W., Nehring, D., Feistel, R., Nausch, G., Mohrholz, V. & Lass, H. U. (2008): The inflow of highly saline water into the Baltic Sea. In: R. Feistel, G. Nausch and N. Wasmund (Hrsg.), State and Evolution of the Baltic Sea, 1952–2005. A Detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment. Hoboken (John Wiley & Sons, Inc.): 265–309.
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.
McCormack, D., McGovern, S., Goodship, N., Barlow, E., Rowlands, N. & Rehfisch, 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.

Meier, H. E. M., Kjellström, E. & Graham, L. P. (2006): Estimating uncertainties of projected Baltic Sea salinity in the late 21st century. Geophys Res Lett 33, CITE ID L15705, DOI 10.1029/2006GL026488.

Meier, M. H. E., Andersson, H. C., Arheimer, B., Blenckner, T., Chubarenko, B., Donnelly, C., Eilola, K., Gustafsson, B. G., Hansson, A., Havenhand, J., Höglund, J., Kuznetsov, I., MacKenzie, B. R., Muller-Karulis, B., Neumann, T., Niiranen, S., Piwowarczyk, J., Raudsepp, U., Reckermann, M., Ruoho-Airola, T., Savchuk, O. P., Schenk, F., Schimanke, S., Väli, G., Weslawski, J. & Zorita, E. (2012): Comparing reconstructed past variations and future projections of the Baltic Sea ecosystem-first results from multi-model ensemble simulations. Environ. Res. Lett. 7: 8. doi:10.1088/1748-9326/7/3/034005.

Meissner, J. & Bräger, S. (1990): The feeding ecology of wintering Eiders Somateria mollissima and Common Scoters Melanitta nigra on the Baltic Sea coast of Schleswig-Holstein, FRG. Wader Study Group Bulletin 58: 10–12.

Meißner, K. & Sordyl, H. (2006): Literatur Review of Offshore Wind Farms with Regard to Benthic Communities and Habitats. In: C. Zucco, W. Wende, T. Merck, I. Köchling and J. Köppel (Hrsg.), Ecological Research on Offshore Windfarms: Internationals Exchanges of Experience. BfN-Skripten: 1–45.

Mendel, B. & Garthe, S. (2016): Offshore Windparks: Himmel oder Hölle für Helgoländer Brutvögel? Poster Jahrestagung 2016 der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Stralsund.

Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Müller, S., Schwemmer, H., Mercker, M. & Garthe, S. (2019): Operational offshore wind farms and associated ship traffic cause profound changes in distribution patterns of Loons (*Gavia* spp.). Journal of environmental management 231: 429-438.

Mendel, B., Sonntag, N. & Garthe, S. (2007): GIS-gestützte Analyse zur Verbreitung und Habitatwahl ausgewählter Seevogelarten in der Ostsee. In: K.-P. Traub and J. Kohlus (Hrsg.), Geoinformationen für die Küstenzone. Beiträge des 1. Hamburger Symposiums zur Küstenzone. Wichmann Verlag, Heidelberg: 196–206.

Mendel, B., Sonntag, N., Sommerfeld, J., Kotzerka, J., Müller, S., Schwemmer, H., Schwemmer, P. & S., G. (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.

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. BfN. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 59 Bonn - Bad Godesberg: 437 S.

Mensink, B., ten Hallers-Tjabbes, C. C., Kralt, J., Freriks, I. L. & Boon, J. P. (1996): Assessment of imposex in the common welk, *Buccinum undatum* (L.) from the eastern Scheldt, the Netherlands. Mar. Env. Res. 41 (4): 315-325.

Mentjes, T. & Gabriel, O. (1999): Fangtechnische Möglichkeiten zur Reduzierung des Beifangs von Meeresenten in der Dorschfischerei mit stationären Fanggeräten. Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung 46: 36–41.

Mercker, M. (2019): Trend and population estimates of Gaviidae: methodological overview. https://www.ftz.uni-kiel.de/de/forschungsabteilungen/ecolab-oekologie-mariner-tiere/laufende-projekte/offshore-windenergie/Seetaucher_Bestaende_Methode_BIONUM_FTZ.pdf, 04.06.2019.

Meyer, M. (2011): Method validation and analysis of bat migration in the Fehmarnbelt area between autumn 2009 and autumn 2010. Diplomarbeit. Hochschule Osnabrück: 126 S.

Mikkelsen, L., Hermannsen, L., Beedholm, K., Madsen, P. T. & Tougaard, J. (2017): Simulated seal scarer sounds scare porpoises, but not seals: species-specific responses to 12 kHz deterrence sounds. R. Soc. open sci. 4: 170286. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.170286, 22.08.2017.

Mikkelsen, L., Johnson, M., Wisniewska, D. M., Neer, A. v., Siebert, U., Madsen, P. T. & Teilmann, J. (2019): Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. Ecology and evolution 9 (5): 2588-2601.

Mooney, T. A., Nachtigall, P. E. & Au, W. W. L. (2004): Target Strength of a Nylon Monofilament and an Acoustically Enhanced Gillnet: Predictions of Biosonar Detection Ranges. Aquatic Mammals 30(2): 220-226.

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.

Moritz, D. (1983): Vom Mauserzug der Eiderente (*Somateria mollissima*) an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins bei Schleimünde. Seevögel 4: 57-64.

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. H. (1981): Vogelschlag in einer starken Zugnacht auf der Offshore-Forschungsplattform" Nordsee" im Oktober 1979. Seevögel 2: 33-37.

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.

Murphy, S., Barber, J. L., Learmonth, J. A., Read, F. L., Deaville, R., Perkins, M. W., Brownlow, A., Davison, N., Penrose, R., Pierce, G. J., Law, R. J. & Jepson, P. D. (2015): Reproductive Failure in UK Harbour Porpoises *Phocoena phocoena*: Legacy of Pollutant Exposure? PloS one 10(7): e0131085.

Muus, B. J. & Nielsen, J. G. (1999): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik. Kosmos Naturführer, Stuttgart: 336 S.

Nabe-Nielsen, J., Tougaard, J., Teilmann, J. & Sveegaard, S. (2011): Effects of wind farms on harbour porpoise behavior and population dynamics. Report commissioned by the Environmental Group under the Danish Environmental Monitoring Programme. Scientific Report from Danish Centre for Environment and Energy no. 1. Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University: 48 S.

NAMMCO & NIMR (2019): Report of the Status of Harbour Porpoise in the North Atlantic Workshop, Tromsö. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsö, Norwegian Institute for Marine Research, Bergen: 186 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.

Nedéléc, C. (2000): Fischfanggeräte in der Europäischen Gemeinschaft. ISBN 92-828-9743-5. Dokument der Europäischen Kommission.

Nehls, G. (1995): Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima*) (L., 1758). Berichte Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel 10: 1-177.

Nehls, G., Burger, C., Kleinschmidt, B., Quillfeldt, P., Heinänen, S., Morkunas, J. & Zydelis, R. (2018a): From effects to impacts: Analysing displacement of Red-throated Divers in relation to their wintering home ranges. In: G. Marx and I.

Chesnot (Hrsg.), Actes du séminaire éolien et biodiversité, 21 et 22 novembre 2017 – Artigues-près-Bordeaux. LPO, Rochefort: 113-115.
Nehls, G., Heinänen, S., Zydelis, R., Kleinschmidt, B., Dorsch, M., Burger, C., Morkunas, J. & Quillfeldt, P. (2018b): DIVER – Auswirkungen der Offshore-Windkraft auf die Habitatnutzung überwinternder Sterntaucher in der Deutschen Bucht. Vogelwarte 56: 401.
Nehls, H.-W. & Struw-Juhl, B. (1998): Die Wasservogelbestände der deutschen Ostseeküste in den Mildwintern 1991-1995. Seevögel 19: 105-115.
Nehls, H.-W. & Zöllick, H. H. (1990): The moult migration of the Common Scoter (Melanitta nigra) off the coast of the GDR. Baltic Birds 5: 36–46.
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, London.
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 S.
Nilsson, L. & Green, M. (2011): Birds in southern Öresund in relation to the wind farm at Lillgrund. Final report of the monitoring program 2001–2011. Lunds Universitet, Lund.
Nissling, A. (2004): Effects of temperature on egg and larval survival of cod (Gadus morhua) and sprat (Sprattus sprattus) in the Baltic Sea - implications for stock development. Hydrobiologia 514: 115–123.
NOAA (2016a): Report on Marine Debris Impacts on Coastal and Benthic Habitats. Silver Spring, MD: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program: 26 S.
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 S.
Noordhuis, R. & Spaans, A. (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.
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.
Oksanen, S. M., Ahola, M. P., Lehtonen, E. & Kunnasranta, M. (2014): Using movement data of Baltic grey seals to examine foraging-site fidelity: implications for seal-fishery conflict mitigation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 507: 297–308.
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, 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.

Olsen, M. T., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K. & Kinze, C. C. (2016): The forgotten type specimen of the grey seal [*Halichoerus grypus* (Fabricius, 1791)] from the island of Amager, Denmark. Zoological Journal of the Linnean Society 178: 713-720.

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.

Omstedt, A. & Axell, L. B. (2003): Modeling the variations of salinity and temperature in the large Gulfs of the Baltic Sea. Cont Shelf Res 23: 265–294.

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.

Ostsee-Infocenter (2011): Lust op dat Meer. Eckernförde- Die schweinswalfreundliche Bucht an der Ostsee. Abschlussbericht des Modellprojekts. Ostsee-Infocenter, Eckernförde, Eckernförde: 20 S.

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.

Parrett, A. (1998): Pollution impacts on North Seafish stocks. European Commission Directorate Gereral XIV-Fisheries, Ref. 96-083: 122 S.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, F. (1998): Fishing down marine food webs. Science 279: 860–863.

Pedà, C., Caccamo, L., Fossi, M. C., Gai, F., Andaloro, F., Genovese, L., Perdichizzi, A., Romeo, T. & Maricchiolo, G. (2016): Intestinal alterations in European sea bass Dicentrar-chus labrax (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. Environ. Pollut. 212: 251–256.

Pedersen, J. & Hislop, J. R. (2001): Seasonal variations in the energy density of fishes in the North Sea. J. Fish Biol. 59: 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. Marine 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 Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten (Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFF BW II) - Schlussbericht. ITAP, Hydrotechnik 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: o. S.

Percival, S. (2013): 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 S.

Pesch, R., Beisiegel, K., Bildstein, T., Darr, A., Fiorentino, D., Gogina, M., Günther, C.-P., Rückert, P., Schiele, K., Schröder, W., Schuchardt, B. & Zettler, M. L. (2014): Kartierung und Registrierung der marinen Lebensraumtypen (LRT) bzw. Biotope in der deutschen AWZ. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (Cluster 6 - Zusammenfassung der ersten Projektphase 2011 - 2014, unveröffentlicht), Endbericht unter Federführung des Lehrstuhls für Landschaftsökologie, Universität Vechta (Univ.-Prof. Dr. Winfried Schröder).

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 S.
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 S.
Petersen, I. K., Fox, A. D. & Kahlert, J. (2008): Waterbird distribution in and around the Nysted offshore wind farm, 2007. National environmental Research Institute, Kalø.
Petersen, I. K., MacKenzie, M., Rexstad, E., Wisz, M. S. & Fox, A. D. (2011): Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks Clangula hyemalis in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark: a quasi-designed experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation. CREEM Tech Report 2011–1. CREEM (Centre for Research into Ecological & Environmental Modelling).
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 S.
Petersen, T. U. (2014): Scour around offshore wind turbine foundations. PhD Thesis. Section for Fluid Mechanics, Coastal and Maritime Engineering, Department of Mechanical Engineering, Technical University of Denmark, Kgs. Lyngby, Denmark: 179 S.
Pettersson, J. (2002): Bird observation in southern Kalmar Sound. Spring and autumn 2001. Report requested by Vindkompaniet AB and Enron Wind Sverige.
Pettersson, J. (2005): The Impact of Offshore Wind Farms on Bird Life in Southern Kalmar Sound, Sweden. Report to Swedish Energy Agency. Lunds Universitet, Lund.
Pfander, A., Benke, H. & Koschinski, S. (2012): Is limiting gillnet drop a management perspective for the protection of cetaceans in SACs? Paper submitted to the 19th Meeting of the ASCOBANS Advisory Committee, 20–22 March 2012 in Galway, Ireland., Galway, Ireland.
Pfeiffer, F. (2012): Changes in Properties of Explosives Due to Prolonged Seawater Exposure. Marine Technology Society Journal 46: 102–110.
Piatt, J. F. & Nettleship, D. N. (1985): Diving depth of four alcids. The Auk 102: 293–297.
Piet, G. J., van Hal, R. & Greenstreet, S. P. R. (2009): Modelling the direct impact of bottom trawling on the North Sea fish community to derive estimates of fishing mortality for non-target fish species. ICES Journal of Marine Science 66: 1985–1998.
Pinkney, A. E., Matteson, L. L. & Wright, D. A. (1990): Effects of tributyltin on survival, growth, morphometry, and RNA-DNA ratio of larval striped bass, Morone saxatilis. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 19: 235–240.
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): 20131090.
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.
Plachta, D. T. T. & Popper, A. N. (2003): Evasive responses of American shad (Alosa sapidissima) to ultrasonic stimuli. Acoustics Research Letters Online 4: 25–30.
Poddubny, A. G. (1967): Sonic tags and floats as a means of studying fish response to natural environmental changes to fishing gears. FAO Fisheries Report No. 62: 3, 793–802. FAO, Rome: 10 S.
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 S.

Popper, A. N. & Hastings, M. C. (2009): The effects of anthropogenic sources of sound on fish. J. Fish Biol. 75(3): 455-489.

Port of Vancouver (2017): ECHO Program Slowdown Trial – Preliminary Findings. Voluntary Vessel Slowdown Trial in Haro Strait. Vancouver Fraser Port Authority: 6 S., 9. Nov. 2017.

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.

Preuß, D. (2002): Nahrungsökologische Untersuchungen zum Einfluss des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* auf die Fischerei im Küstenbereich Vorpommerns. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 45: 57-67.

Putland, R. L., Merchant, N. D., Farcas, A. & Radford, C. A. (2017): Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. Global Cahnge Biology 2017: 1-14.

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.

Quignard, J.-P. & Douchement, C. (1991): *Alosa fallax fallax* (Linnaeus 1758). In: H. Hoestlandt (Hrsg.), The freshwater fishes of Europe. Vol. 2. Clupeidae, Anguillidae. AULA-Verlag, Wiesbaden: 225–253.

Rabalais, N. N., Turner, R. E., Diaz, R. J. & Justic, D. (2009): Global change and eutrophication of coastal waters. ICES Journal of Marine Science 66: 1528–1537.

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 - 4. Fassung, Stand Dezember 2007, einzelne Aktualisierungen bis 2012. In: N. Becker, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig and S. Nehring (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. Münster (Landwirtschaftsverlag). Bundesamt für Naturschutz. Bonn. Naturschutz und Biologische Vielfalt. 70 (72): 81-176.

Rau, A., Lewin, W.-C., Zettler, M. L., Gogina, M. & von Dorrien, C. (2019): Abiotic and biotic drivers of flatfish abundance within distinct demersal fish assemblages in a brackish ecosystem (western Baltic Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science 220: 38-47.

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.

Read, F. L., Evans, P. G. H. & Dolman, S. J. (2017): Cetacean Bycatch Monitoring and Mitigation under EC Regulation 812/2004 in the Northeast Atlantic, North Sea and Baltic Sea from 2006 to 2014. WDC Report: 68 S.

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.

Rees, T. (2003): "C Squares", a new spatial indexing system and its applicability to the description of oceanographic datasets. Oceanography 16: 11–19.

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 S.

Reineking, B. & Vauk, G. (1982): Seevögel – Opfer der Ölpest. Niederelbe-Verlag H., Huster, Otterndorf: 143 S.

Rheinheimer, G. (1996): Meereskunde der Ostsee, 2. Auflage. Springer- Verlag Berlin, Heidelberg.

Richardson, J. S., Greene, C. R., Malme, C. I. & Thomson, D. H. (1995): Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego: 576 S.

Rijnsdorp, A. (2015): Flyshoot visserij in relatie met de instelling van bodem beschermende maatregelen voor het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Rapport / IMARES Wageningen UR C065/15. IJmuiden: IMARES: 23 S., 2015.

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 report No SC080016/R3: 150 S.

Roberts, L. (2015): Behavioural responses by marine fishes and macroinvertebrates to underwater noise. Dissertation,. University of Durham; Bangor University: 280 S.

Roberts, L., Cheesman, S., Elliott, M. & Breithaupt, T. (2016): Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 474: 185–194.

Robinson, S. P., Theobbald, P. D., Hayman, G., Wang, L. S., Lepper, P. A., Humphrey, V. & Mumford, S. (2011): Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operatios. Report 09/108. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund.

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.

Rolland, R. M., Parks, S. E., Hunt, K. E., Castellote, M., Corkeron, P. J., Nowacek, D. P., Wasser, S. K. & Kraus, S. D. (2012): Evidence that ship noise increases stress in right whales. Proc. R. Soc. B 279: 2363–2368. doi:10.1098/rspb.2011.2429.

Ronconi, R. A. & C., S. C. C. (2002): Management options to reduce boat disturbance on foraging black guillemots (Cepphus grylle) in the Bay of Fundy. Biological Conservation 108: 265–271.

Rönkä, M. T. H., Saari, C. L. V., Lehikoinen, E. A., Suomela, J. & Häkkilä, K. (2005): Environmental changes and population trends of breeding waterfowl in northern Balthic Sea. Annales Zoologici Fennici 42: 587–602.

Roos, A. M., Bäcklin, B. M. V. M., Helander, B. O., Riget, F. F. & C., E. U. (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., Reijnders, P. J. H., van Loveren, H., Vos, J. G. & Osterhaus, A. D. M. E. (1996): Immunotoxic effects of environmental pollutants in marine mammals Impaired Immunity in Harbour Seals (*Phoca vitulina*) Exposed to Bioaccumulated Environmental Contaminants: Review of a Long-term Feeding Study. Environmental Health Perspectives 104, Supplement 4: 823–828.

Rumohr, H., Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. (1996): Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. Zoobenthic succession in Baltic sedimentary habitats. 44: 179–214.

Rumohr, H. & Krost, P. (1991): Experimental evidence of damage to benthos by bottom trawling with special reference to *Arctica islandica*. Meer Rep Mar Res 33: 340-345.

Runge, K., S. Heinrich, D. Lummer, B. Ewest & Kleinschmidt, B. (2012): Umweltverträglichkeitsstudie zum Offshore-Windpark Baltic Eagle. Gutachten im Auftrag der Financial Insurance GmbH: 284 S.

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.

Russ, J., Hutson, A., Montgomery, W., Racey, P. & J. Speakman, J. (2001): The status of Nathusius´ pipistrelle (Pipistrellus nathusii Keyserling & Blasius, 1839) in the British Isles. Journal of Zoology 254: 91-100.

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. 53(6): 1642-1652. doi: 10.1111/1365-2664.12678: 1–11.
Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Diaz, L., Furmankiewicz, J., N. Hagner-Wahlsten, N., Kyheröinen, E.-M., Lilley, T., Masing, M., Meyer, M., Pētersons, G., Šuba, J., Vasko, V., Vintulis, V. & Hedenström, A. (2014): Phenology of migratory bat activity around the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. Acta Chiropterologica 16(1): 139–147.
Rydell, J. & Wickman, A. (2015): Bat activity at a small wind turbine in the Baltic Sea. Acta Chiropterologica 17(2): 359-364.
Ryg, M., Lydersen, C., Knutsen, L. Ø., Bjørge, A., Smith, T. G. & A., Ø. N. (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 Co-ordination in the UK. Report to Defra for the period 1 January 2000. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), London: 142 S., 31 December 2004.
Sage, B. (1979): Flare up over North Sea birds. New Scientist. New Scientist 81: 464–466.
SAMBAH (2017): FINAL Report Covering the project activities from 01/01/2010 to 30/09/2015. LIFE Project Number LIFE08 NAT/S/000261: 77 S. http://sambah.org/SAMBAH-Final-Report-FINAL-for-website-April-2017.pdf, 24.07.2019.
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.
Schaber, M., Marohn, L., Petereit, C., Schroeder, J. P., Zumholz, K. & Hanel, R. (2011): Newcomers in the Baltic Sea: an attempt to trace the origins and whereabouts of thicklip grey mullet Chelon labrosus. Fish. Sci. 77: 757–764.
Scheidat, M., Gilles, A., Kock, K. H. & Siebert, U. (2008): Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. Endang. Species Res. 5: 215–223.
Scheller, W., Strache, R.-R., Eichstädt, W. & Schmidt, E. (2002): Important Bird Areas (IBA) in Mecklenburg-Vorpommern – die wichtigsten Brut- und Rastvogelgebiete Mecklenburg-Vorpommerns. Club Wien, Schwerin: 178 S.
Schiele, K. S., Darr, A. & Zettler, M. L. (2014): Verifying a biotope classification using benthic communities - an analysis towards the implementation of the European Marine Strategy Framework Directive. Mar. poll. bull. 78: 181-189. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.045.
Schiele, K. S., Darr, A., Zettler, M. L., Friedland, R., Tauber, F., von Weber, M. & Voss, J. (2015): Biotope map of the German Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. 96(1-2): 127-135.
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.
Scholz, S. & Klüver, N. (2009): Effects of endocrine disrupters on sexual, gonadal development in fish. Sexual development 3: 136–151.
Schories, D., Kuhlenkamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. In: N. Becker, H. Haupt, N. Hofbauer, G. Ludwig and S. Nehring (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands,

Band 2: Meeresorganismen. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt. 70(72): 179-229.
Schrandt, M. N., Stone, L. C., Klimek, B., Makelin, S., Heck, K. L., Mattila, J. & Herlevi, H. (2016): A laboratory study of potential effects of the invasive round goby on nearshore fauna of the Baltic Sea. Aquatic invasions 11(3): 327–335. DOI: 10.3391/ai.2016.11.3.10.
Schröder, A., Gutow, L. & Gusky, M. (2008): Auswirkungen von Grundschleppnetzfischereien sowie von Sand- und Kiesabbauvorhaben auf die Meeresbodenstruktur und das Benthos in den Schutzgebieten der deutschen AWZ der Nordsee - Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN). 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.
Schückel, S., Sell, A. F., Kröncke, I. & Reiss, H. (2011): Diet composition and resource partitioning in two small flatfish species in the German Bight. Journal of Sea Research 66: 195-204.
Schulze, G. (1996): Die Schweinswale. Westarp Wissenschaften, Magdeburg: 191 S.
Schwarz, J., Harder, K., von Nordheim, H. & Dinter, W. (2003): Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) an der deutschen Ostseeküste. Angewandte Landschaftsökologie 54: 206 S.
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., 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.
Seebens, A., Fuß, A., Allgeyer, P., Pommeranz, H., Mähler, M., Matthes, H., Göttsche, M., Göttsche, M., L. Bach, L. & Paatsch, C. (2013): Fledermauszug im Bereich der deutschen Ostseeküste. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: 38 S.
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.
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.
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., Seibel, H., Hasselmeier, I., Müller, S., Schmidt, K., Hillmann, M., Rademaker, M. & Peschko, V. (2011): Totfundmonitoring von Kleinwalen und Kegelrobben in Schleswig-Holstein 2010. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Büsum: 47 S.
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.
Sigray, P., Andersson, M., Pajala, J., Laanearu, J., Klauson, A., Tegowski, J., Boethling, M., Fischer, J., Tougaard, J., Wahlberg, M., Nikolopoulos, A., Folegot, T.,

Matuschek, R. & Verfuss, U. (2015): Chapter 126 - BIAS: A Regional Management of Underwater Sound in the Baltic Sea. In: A. N. Popper and A. Hawkins (Hrsg.), The Effects of Noise on Aquatic Life II, Advances in Experimental Medicine and Biology 875. Springer Science+Business Media, New York: 1015–1023.

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.

Skiba, R. (2007): Die Fledermäuse im Bereich der Deutschen Nordsee unter Berücksichtigung der Gefährdungen durch Windenergieanlagen (WEA). Nyctalus 12(2-3): 199-220.

Skov, H., Heinänen, S., Thaxter, C. B., Williams, A. E., Lohier, S. & Banks, A. N. (2016): Real-time species distribution models for conservation and management of natural resources in marine environments. Marine Ecology Progress Series 542: 221-234.

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J. J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H. W., Nilsson, L., Petersen, I. K., Roos, M. M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A. & Stipniece, A. (2011): Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. TemaNord 2011:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Skov, H., Humphreys, E., Garthe, S., Geitner, K., Grémillet, D., Hamer, K. C., Hennicke, J., Parner, H. & Wanless, S. (2008): 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., 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. Report commisioned by DONG Energy. Orbicon, DHI, Marine Observers und Biola: 134 S.

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., Vaitkus, G., Flensted, K. N., Grishanov, G., Kalamees, A., Kondratyev, A., Leivo, M., Luigujoe, L., Mayr, C., Rasmussen, J. F., Raudonikis, L., Scheller, W., Sidlo, P. O., Stipniece, A., Struwe-Juhl, B. & Welander, B. (2000): Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea. BirdLife International, Cambridge.

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.

Søgaard, B., Wind, P., Bladt, J. S., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Galatius, A. & Teilmann, J. (2015): Arter 2014. NOVANA. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 168. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi: 74 S.

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., Engelhard, O. & Garthe, S. (2004): Sommer- und Mauservorkommen von Trauerenten Melanitta nigra und Samtenten M. fusca auf der Oderbank (südliche Ostsee). Vogelwelt 125: 77–82.

Sonntag, N., Garthe, S. & Adler, S. (2009): A freshwater species wintering in a brackish environment: Habitat selection and diet of Slavonian grebes in the southern Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 84: 186–194.

Sonntag, N., Mendel, B. & Garthe, S. (2006a): Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. Vogelwarte 44: 81–112.
Sonntag, N., Mendel, B. & Garthe, S. (2007): Erfassung von Meeressäugetieren und Seevögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Teilvorhaben Seevögel. Abschlussbericht für das Bundesamt für Naturschutz.
Sonntag, N., Schwemmer, H., Fock, H. O., Bellebaum, J. & Garthe, S. (2012): Seabirds, set-nets, and conservation management: assessment of conflict potential and vulnerability of birds to bycatch in gillnets. ICES Journal of Marine Science 69: 578-589. https://doi.org/10.1093/icesjms/fss030.
Sonntag, N., Weichler, T., Weiel, S. & Meyer, B. (2006b): Blinder Passagier – Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*) landet auf einem Forschungsschiff in der Pommerschen Bucht (südliche Ostsee). Nyctalus 11(4): 277-279.
Sørensen , T. B. & Kinze, C. C. (1994): Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Ophelia 39 (3): 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.
Statistisches Bundesamt (2016): Verkehr - Luftverkehr auf Hauptverkehrsflughäfen 2015. Fachserie 8, Reihe 6.1., Wiesbaden: 517 S.
Stede, M. (1994): Zur Todesursache bei Walen der niedersächsischen Nordseeküste. DROSERA 1/2: 7–19.
Steinmann, I. & Bless, R. (2004): Alosa fallax (La Cepéde, 1803). In: B. Petersen, G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder and A. Ssymank (Hrsg.), Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69 (62): 239−243.
Stempniewicz, L. (1995): Feeding ecology of the Long-tailed Duck Clangula hyemalis wintering in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). Ornis Svecica 5: 133–142.
Stempniewicz, L. & Meissner, W. (1999): Assessment of the zoobenthos biomass consumed yearly by diving ducks wintering in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). Ornis Svecica 9: 143–154.
Strehlow, H. & Zimmermann, C. (2016): Evaluation of effects of management options for the recreational cod fishery in the western Baltic Sea. Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock: 8 S.
Strehlow, H. V. & Krumme, U. (2017): Angelfischerei in der Ostee: Bedeutung, Datenerhebung, Management. Vortrag beim. 27. Meeresumweltsymposium, Hamburg.
Strehlow, H. V., Schultz, N., Zimmermann, C. & Hammer, C. (2012): Cod catches taken by the German recreational fishery in the western Baltic Sea, 2005–2010: implications for stock assessment and management. ICES Journal of Marine Science 69: 1769-1780. https://doi.org/10.1093/icesjms/fss152.
Strehse, J. S., Appel, D., Geist, C., Martin, H.-J. & Maser, E. (2017): Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*). Toxicology 390: 117–123.
Strunk, G. & Strunk, P. (2005): Die Entwicklung des Kormoranbestandes *Phalacrocorax carbo sinensis* am Strelasund und in der vorpommerschen Boddenregion. Meer und Museum 18: 150-156.
Sveegaard, S., Andreasen, 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., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M. H. S., Andersen, L. W. & Teilmann, J. (2015): Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. Global Ecology and Conservation 3: 839–850.

Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Stæhr, K.-J., Filt Jensen, T., Mouritsen, K. N. & Teilmann, J. (2012b): Spatial interations 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.

Sveegaard, S., Teilmann, J. & Galatius, A. (2013): Abundance survey of harbour porpoises in Kattegat, Belt Seas and the Western Baltic, July 2012. Note from DCE 11.

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.

Swann, R. L., Harris, M. P. & Aiton, D. G. (1991): The diet of some young seabirds on Canna, 1981–90. Seabird 13: 54–58.

Tautenhahn, M. & Geßner, J. (2014): Schutz des Europäischen Störs (Acipenser sturio) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet. Abschlussbericht zum F+E Vorhaben (FKZ 3508 86 0400). Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN): 97 S.

Teilmann, J., Dietz, R., Larsen, F., Desportes, G., Mølgaard Geertsen, B., Andersen, L. W., Aastrup, P., Rye Hansen, J. & Buholzer, L. (2004): Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Faglig rapport fra DMU nr. 484. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet Kopenhagen: 86 S.

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., Miller, L. A., Kirketerp, T., Kastelein, R. A., T., M. P., Nielsen, B. K. & Au, W. W. L. (2002): Characteristics of echolocation signals used by habour porpoise (*Phocoena phocoena*) in a target detection experiment. Aquatic Mammals 28 (3): 275–284.

Teilmann, J., Tougaard, J., Carstensen, J., Dietz, R. & Tougaard, S. (2006): Summary on seal monitoring 1999–2005 around Nysted and Horns Rev Offshore Wind Farms. Technical report to Energi E2 A/S and Vattenfall A/S. National Environmental Research Institute (NERI) Roskilde: 22 S.

Ten Hallers-Tjabbes, Everaarts, J. M., Mensink, B. P. & Boon, J. P. (1996): The decline of the North Sea whelk (*Buccinum undatum* L.) between 1970 and 1990: a natural or a human induced event. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17(1-3): 333-343.

Tesch, F. W., Wendt, T. & Karson, L. (1992): Influence of geomagnetism on the activity and orientation of the eel *Anguilla anguilla* (L.), as evident from laboratory experiments. Ecology of Freshwater Fish 1: 52-60.

Thiel, R., Riel, P., Neumann, R. & Winkler, H. M. (2004): Status of the anadromous twaite shad Alosa fallax (Lacépède, 1803) in German and adjacent waters of the Baltic Sea. ICES Annual Science Conference 2004/S:08: 19 S.

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 - 5. Fassung, Stand August 2013. Naturschutz und Biologische Vielfalt Band 70 (2): 11-76.

Thiel, R. & Winkler, H. M. (2005): Erfassung von FFH-Anhang II-Fischarten in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (ANFIOS). Zwischenbericht über das F+E-Vorhaben für das BfN (FKZ: 803 85 220). Fisch- und Laichschonbezirke M-V nach Verordnung zur Ausübung der Fischerei in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (Küstenfischereiverordnung - KüFVO M-V), Stralsund und Rostock.

Thiel, R. & Winkler, H. M. (2007): Erfassung von FFH-Anhang II-Fischarten in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (ANFIOS) BfN. Schlussbericht über das F+E Vorhaben FKZ 803 85220 Universität Hamburg: 114 S.

Thiele, R. & Stepputat, K. (1998): Der Einfluss von Wasserschall auf Taucher und Meerestiere. Forschungsbericht 1998–2. Forschungsanstalt der Bundeswehr für Wasserschall und Geophysik (FWG) Kiel: 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.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. & Piper, W. (2006): Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola. Germany on behalf of COWRIE Ltd., Hamburg: 62 S.

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 S.

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 S.

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., 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 (2015): Aerial surveys of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2015 - Moderate impact of the 2014 influenza epidemic. Trilateral Seal Expert Group 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. report nr. 99.64. Bureau Waardenburg bv, National Environmental Research Institute (NERI): 70 S.

Ubl, C. (2004): Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Kormorans im Bereich des Greifswalder Boddens. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 4: 32-38.

Uhlmann, S. S. & Broadhurst, M. K. (2015): Mitigating unaccounted fishing mortality from gillnets and traps. Fish and Fisheries 16(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. 130: 77-84.

UNICONSULT & MKmetric (2012): Gutachterliche Vorarbeit zur Erstellung eines Norddeutschen Luftverkehrskonzeptes - Schlussbericht. UNICONSULT Universal Transport Consulting GmbH & MKmetric GmbH. Gutachten 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.

Valkama, J., Suarola, P., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Piha, M., Sola, P. & Velmala, W. (2014): The Finnish Bird Ringing Atlas. Vol. II. Finnish Museum of Natural History and Ministry of Environment, Helsinki.

van Eerden, M. R., Dubbeldam, W. & Muller, J. (1999): Sterfte van watervogels door visserij met staande netten in het IJsselmeer en Markermeer. RIZA rapport 99.060.

van Parijs, S. M. (2003): Aquatic mating in pinnipeds: a review. Aquatic Mammals 29(2): 214–226.

van Parijs, S. M., Hastie, G. D. & Thompson, P. M. (2000): Individual and geographical variation in display behaviour of male harbour seals in Scotland. Animal Behaviour 59: 559-568.

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.

Vanermen, N. & Stienen, E. W. M. (2009): Seabirds & offshore wind farms: monitoring results 2008. In: S. Degraer and R. Brabant (Hrsg.), Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models: 151–221.

Vanermen, N. & Stienen, E. W. M. (2019): Seabirds: displacement. In: M. R. Perrow (Hrsg.), Wildlife and Wind Farms, Conflicts and Solutions, Vol. 3, Offshore: Potential Effects. Pelagic Publishing, Exeter: 174-205.

Vanermen, N., Stienen, E. W. M., Courtens, W., Onkelinx, T., v 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. Research Institute for Nature and Fores.

Vanhatalo, J., Vetemaa, M., Herrero, A., Aho, T. & Tiilikainen, R. (2014): By-Catch of Grey Seals (Halichoerus grypus) in Baltic Fisheries—A Bayesian Analysis of Interview Survey. PloS one 9(11): e113836.: doi:10.1371/journal.pone.0113836.

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 S.

Venn-Watson, S., Colegrove, K. M., Litz, J., Kinsel, M., Terio, K., Saliki, J., Fire, S., Carmichael, R., Chevis, C., Hatchett, W., Pitchford, J., Tumlin, M., Field, C., Smith, S., Ewing, R., Fauquier, D., Lovewell, G., Whitehead, H., Rotstein, D., McFee, W., Fougeres, E. & Rowles, T. (2015): Adrenal Gland and Lung Lesions in Gulf of Mexico Common Bottlenose Dolphins (Tursiops truncatus) Found Dead following the Deepwater Horizon Oil Spill. PloS one 10(5): e0126538.: doi:10.1371/journal.pone.0126538.

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: 138 S.

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.

Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S. & Teilmann, J. (2014): Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Mar. Biol. 161(4): 745-754.

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 Dorrien, C. (2018): International fishing activities (2013-2017) in German waters of the Baltic Sea in relation to the designated Natura 2000 areas and proposed management measures for mobile bottom contacting gears. 1st Draft. Thünen-Institut für Ostseefischerei, Rostock: 44 S.
von Nordheim, H. & Boedeker, D. (1998): Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung - Tagungsband BLANO-Workshop 1998 INA Insel Vilm, 18. November 1998. Bundesamt für Naturschutz-Skripten 23: 72 mit Anhang S.
von Nordheim, H., Boedeker, D. & Krause, K. (2006): Progress in Marine Conser-vation in Europe - NATURA 2000 Sites in German Offshore Waters. Springer, Berlin: 263 S.
von Nordheim, H., Westphal, L. & Dähne, M. (2019 (im Druck)): 2018: Erstmaliger Nachweis von Kegelrobbengeburten in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Landschaft 94(8): 339-345.
von Oertzen, J.-A. & Schlungbaum, G. (1972): Experimentell-ökologische Untersuchungen über 02-Mangel- und H2S-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee. Beiträge zur Meereskunde 29: 79–92.
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, G., Matthes, H. & M. Joost, M. (2007): Fledermauszug über Nord- und Ostsee – Ergebnisse aus Offshore-Untersuchungen und deren Einordnung in das bisher bekannte Bild zum Zuggeschehen. Nyctalus 12: Nyctalus.
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., Urquharta, G. G., Johnstonea, A. D. F., Ziolkowskic, A. M., Hampson, G. & Macki, D. (2001): Effects of seismic air guns on marine fish. Continental Shelf Research 21: 1005–1027.
Wasmund, N. F., Pollehne, L., Postel, H., Siegel, F., Siegel, H. & Zettler, M. (2003): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2002. Meereswissenschaftliche Berichte 51: 79.
Watkinson, A. R. (2009): Climate change at the coast: from global to local. Houille Blanche-Revue Internationale De L'Eau 2: 38-44.
Wawra, C. (2016): Fachgutachten Fledermäuse für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker". . 2. Jahr der Basisaufnahme. Gutachten im Auftrag der OWP Gennaker GmbH.: 35 S.
Wawra, C., Wolf, F. & Russow, B. (2015): Fachgutachten Fledermäuse für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker". Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum Frühjahr 2014 – Herbst 2014. Gutachten im Auftrag der OWP Gennaker GmbH: 49 S.
Weiß, F., Büttger, H., Baer, J., Welcker, J. & Nehls, G. (2016): Erfassung von Seevögeln und Meeressäugetieren mit dem HiDef Kamerasystem aus der Luft. Seevöge 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.
Westerberg, H. & Lagenfelt, I. (2008): Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. Fisheries Management and Ecology 15: 369–375.
Westerberg, H., Ronnback, P. & Frimansson, H. (1996): Effects of suspended sediments on cod eggs and larvae and on the behaviour of adult herrign and cod. ICES CM E: 26: 13.
Westin, L. & Nissling, A. (1991): Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod Gadus morhua, and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. Mar Biol. 108: 5-9.
Westphal, L. (2019): Rückkehr der Kegelrobben an die deutsche Ostseeküste. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt 2019.

Wetlands International (2019): Waterbird Population Estimates. http://wpe.wetlands.org, 16.05.2019.

Więcaszek, B., Sobecka, E., Dudko S. & Keszka, S. (2011): New and 'visiting' Fish Species collected off the Western Coast of Poland (Baltic Sea) in 2007–2008 with a Description of Their Parasite Fauna. Oceanologia 53 (1): 163–179.

Wieland, K., Jarre-Teichmann, A. & Horbowa, K. (2000): Changes in the timing of spawning of Baltic cod: possible causes and implications for recruitment. ICES Journal of Marine Science 56: 452–464.

Wiemann, A., Andersen, L. W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., Lockyer, C., Pawliczka, I., Skora, K., Roos, A., Lyrholm, T., Paulus, K. B., Ketmaier, V. & Tiedemann, R. (2009): Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. Conserv. Genet. 11(1): 195-211.

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.

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(4): doi: 10.1121/1.2960899.

Winkler, H. M. & Schröder, H. (2003): Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe. Meer und Museum 17: 25-35.

Winslade, P. (1974): Behavioural studies on the lesser sandeel Ammodytes marinus (Raitt). 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, U. & Madsen, P. (2016): Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. Current Biology 26 (11): 1–6.

Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R. & Madsen, P. T. (2018): High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Proc. R. Soc. B 285: 1872: 20172314.

Witbaard, R. & Klein, R. (1994): Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc Arctica islandica L. (Mollusca, bivalvia). ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil. 51(1): 99–105.

Wittekind, D. K. (2014): A Simple Model for the Underwater Noise Source Level of Ships. Journal of Ship Production and Design 30: 1-8.

WODA (2013): Technical Guidance on: Underwater Sound in Relation to Dredging. – Guidance Document, World Organization of Dredging Associations. Expert Group on Underwater Sound, Delft, The Netherlands.

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, A. J., Aguilar Soto, N., Baldwin, A. L., Bateson, M., Beale, C. M., Clark, C., Deak, T., Edwards, E. F., Fernandez, A., Godinho, A., Hatch, L. T., Kakuschke, A., Lusseau, D., Martineau, D., Romero, L. M., Weilgart, L. S., Wintle, B. A., Notobartolo-di-Sciara, G. & Martin, V. (2007): Do Marine Mammals Experience Stress Related to Anthropogenic Noise? International Journal of Comparative Psychology 20: 274-316.

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.

Wright, P. J., Hensen, H. & Tuck, I. (2000): The influence of sediment type on the distribution of the lesser sandeel, *Ammodytes marinus*. J. Sea Res. 44: 243-256.

WWF (2016): Plastik in Fisch und Meeresfrüchten. Greenpeace Research Laboratories.: 11 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. & K., J. R. (1973): Safe distances from underwater explosions for mammals and birds. Lovelace Foundation for Medical Education and Research Albuquerque NM: 67 S.

Zeiler, M. (2018): Regulating Impulsive Sound from Pile Driving in the German EEZ. Conference on Noise Mitigation for the Construction of Increasingly Large Offshore Wind Turbines Berlin.

Zettler, M. L., Bönsch, R. & Gosselck, F. (2001): Distribution, abundance and some population characteristics of the ocean quahog, Arctica islandica (Linnaeus, 1767), in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). J. Shellfish Res. 20(1): 161-169.

Zettler, M. L., Karlsson, A., Kontula, T., Gruszka, P., Laine, A. O., Herkül, K., Schiele, K. S., Maximov, A. & Haldin, J. (2014): Biodiversity gradient in the Baltic Sea: a comprehensive inventory of macrozoobenthos data. Helgol. Mar. Res. 68: 49–57.

Zettler, M. L., Proffitt, C. E., Darr, A., Degraer, S., Devriese, L., Greathead, C., Kotta, J., Magni, P., Martin, G., Reiss, H., Speybroeck, J., Tagliapietra, D., Van Hoey, G. & Ysebaert, T. (2013): On the myths of indicator species: issues and further consideration in the use of static concepts for ecological applications. PloS one 8 (10): e78219.

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 Nord- und Ostsee, Band 3. Bericht BfG-1421. Koblenz: 175.

Zohari, S., Neimanis, A., Härkönen, T., Moraeus, C. & Valarcher, J. F. (2014): Avian influenza A(H10N7) virus involvement in mass mortality of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Sweden, March through October 2014. Euro Surveill. 19(46): 6. http://www.eurosurveillance.org/images/dynamic/EE/V19N46/art20967.pdf, 22.07.2019.

Žydelis, R. (2002): Habitat selection of waterbirds wintering in Lithuanian coastal zone of the Baltic Sea. Dissertation. Universität Vilnius.

Žydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece, A., Dagys, M., van Eerden, M. & Garthe, S. (2009): Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. Biological Conservation 142: 1269–1281.

Žydelis, R., Dagys, M. & Vaitkus, H. (2006): Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. Marine Ornithology 34: 161–166.

Anhang 1: Zuordnung der geschützten LRT / Biotoptypen zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste und Aggregation des Gefährdungsstatus‘

Die nach den Schutzgebietsverordnungen in den NSG „Fehmarnbelt“, „Kadetrinne“ und „Pommersche Bucht – Rönnebank“ geschützten FFH-LRT bzw. Biotoptypen nach § 30 BNatSchG werden im Klassifikationssystem der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) in zahlreiche Biotoptypen unterschieden, deren Gefährdungsstatus sich unterscheidet. Im Folgenden erfolgt eine Zuordnung der in den NSG geschützten LRT / Biotoptypen zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Tab. 74 bis Tab. 77). Ausgehend von den Gefährungseinstufungen der einzelnen Biotoptypen und von deren Vorkommen in den Schutzgebieten bzw. Bereichen werden Gesamteinschätzungen des Gefährdungsstatus‘ vorgenommen.

Tab. 74: Zuorderung des FFH-LRT Sandbänke (Code 1110) zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen.

Biotoptypen nach Finck et al. (2017)		Gefährdungs-status nach Finck et al. (2017)	Vorkommen in den NSG		
			Fmb	PBR Ber. II	PBR Ber. III
05.02.07	Sublitorale Grobsedimentbank	3-V	+		
05.02.09	Sublitorale Sandbank (inkl. Megarippelfelder)	*	+++	+++	+++
Gesamteinschätzung des Gefährdungsstatus‘ auf Gebiets- / Bereichsebene			*****	*****	*****

Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, Ber.: Bereich.
Vorkommen: +++: dominante Ausprägung im NSG, ++: verbreitet im NSG, +: selten im NSG, ?: möglicherweise im NSG vorkommend
Gefährdungsstatus (Finck et al. 2017): 0: vollständig vernichtet, 1!: akut von vollständiger Vernichtung bedroht, 1: von vollständiger Vernichtung bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 3-V: akute Vorwarnliste, V: Vorwarnliste, *: aktuell kein Verlustrisiko
Gesamteinschätzung: Gefährdungsstatus wie in Finck et al. (2017)

Tab. 75: Zuorderung des FFH-LRT Riffe (Code 1170) zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen.

Biotoptypen nach Finck et al. (2017)		Gefährdungs-status nach Finck et al. (2017)	Vorkommen in den NSG			
	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee (05.02.01.) mit…		Fmb	Kdr	PBR Ber. I	PBR Ber. II
05.02.01.01.01.01	*Fucus*	2-3				++
05.02.01.01.01.02	*Furcellaria lumbricalis*	2-3				+
05.02.01.01.01.03	*Laminaria/Saccharina*	3	+	+		
05.02.01.01.01.04	mehrjährigen blattförmigen Rotalgen	3-V	+++	++		
05.02.01.01.02	Seepocken	V	(+)			

Biotoptypen nach Finck et al. (2017)	Sublitoraler Felsen- und Steingrund der Ostsee (05.02.01.) mit…	Gefährdungs-status nach Finck et al. (2017)	Vorkommen in den NSG			
			Fmb	Kdr	PBR Ber. I	PBR Ber. II
05.02.01.01.03.01	Miesmuscheln	*		+	+++	+++
05.02.01.01.04	Moostierchen	3-V	(+)	?		
05.02.01.01.05.01	Blumentieren (Anthozoa)	3-V	(+)	+		
05.02.01.01.05.02	Hydroidpolypen	V	(+)	++		
05.02.01.01.06	Schwämmen	3-V	(++)	?		
05.02.01.01.07	Seescheiden	V	(+)	?		
05.02.01.01.08	Einjährigen Makroalgen	*	?	?		+
Gesamteinschätzung des Gefährdungsstatus' auf Gebiets- / Bereichsebene			**3-V**	**3-V**	*****	**2-3**

Fmb: NSG „Fehmarnbelt", Kdr: NSG „Kadetrinne", PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank", Ber.: Bereich.
Vorkommen: +++: dominante Ausprägung im NSG, ++: verbreitet im NSG, +: selten im NSG, ?: möglicherweise im NSG vorkommend, (+): nur auf neu kartierten, noch nicht bewerteten Riffflächen vorkommend
Gefährdungsstatus (Finck et al. 2017): 0: vollständig vernichtet, 1!: akut von vollständiger Vernichtung bedroht, 1: von vollständiger Vernichtung bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 3-V: akute Vorwarnliste, V: Vorwarnliste, *: aktuell kein Verlustrisiko
Gesamteinschätzung: Gefährdungsstatus wie in Finck et al. (2017), ?: keine Einschätzung möglich

Tab. 76: Zuorderung des Biotoptyps „KGS" nach § 30 BNatSchG zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus' zu einer gebietsbezogenen Gesamteinschätzung.

Biotoptypen nach Finck et al. (2017)		Gefährdungs-status nach Finck et al. (2017)	Vorkommen im NSG Fmb
05.02.04	Sublitoraler Schillgrund	3	++
05.02.08.02.02	Sublitorales, ebenes Grobsediment mit Ophelia-Travisia-Gemeinschaft	3-V	++
05.02.10.02.03	Sublitoraler, ebener Sandgrund mit Ophelia-Travisia-Gemeinschaft	3-V	++
Gesamteinschätzung des Gefährdungsstatus' auf Gebietsebene			**3-V**

Fmb: NSG „Fehmarnbelt".
Vorkommen: +++: dominante Ausprägung im NSG, ++: verbreitet im NSG, +: selten im NSG, ?: möglicherweise im NSG vorkommend
Gefährdungsstatus (Finck et al. 2017): 0: vollständig vernichtet, 1!: akut von vollständiger Vernichtung bedroht, 1: von vollständiger Vernichtung bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 3-V: akute Vorwarnliste, V: Vorwarnliste, *: aktuell kein Verlustrisiko
Gesamteinschätzung: Gefährdungsstatus wie in Finck et al. (2017)

Tab. 77: Zuorderung des Biotoptyps „Makrophytenbestände“ nach § 30 BNatSchG zu den Biotoptypen der nationalen Roten Liste (Finck et al. 2017) und Aggregation des Gefährdungsstatus‘ zu gebietsbezogenen Gesamteinschätzungen.

Biotoptypen nach Finck et al. (2017)	Sublitoraler Felsen- und Steingrund (05.02.01.), Mischsubstrat (05.02.06.) oder Grobsediment (05.02.08.) der Ostsee mit…	**Gefährdungs-status nach Finck et al. (2017)**	**Vorkommen in den NSG**		
			Fmb	**Kdr**	**PBR Ber. II**
05.02.01.01.01.01 05.02.06.01.02.01	*Fucus*	2-3			+
05.02.01.01.01.02 05.02.06.01.02.02	*Furcellaria lumbricalis*	2-3			+
05.02.01.01.01.03 05.02.06.01.02.03 05.02.08.01.02.02	*Laminaria/Saccharina*	3	+	[+]	
05.02.01.01.01.04 05.02.06.01.02.04 05.02.08.01.02.03	mehrjährigen blattförmigen Rotalgen	3-V	+++	[++]	
Gesamteinschätzung des Gefährdungsstatus‘ auf Gebiets- / Bereichsebene			**3-V**	**3-V**	**2-3**

Fmb: NSG „Fehmarnbelt“, Kdr: NSG „Kadetrinne“, PBR: NSG „Pommersche Bucht – Rönnebank“, Ber.: Bereich.
Vorkommen: +++: dominante Ausprägung im NSG, ++: verbreitet im NSG, +: selten im NSG, ?: möglicherweise im NSG vorkommend, []: kein Schutzgut nach Schutzgebietsverordnung
Gefährdungsstatus (Finck et al. 2017): vollständig vernichtet, 1!: akut von vollständiger Vernichtung bedroht, 1: von vollständiger Vernichtung bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, 3-V: akute Vorwarnliste, V: Vorwarnliste, *: aktuell kein Verlustrisiko
Gesamteinschätzung: Gefährdungsstatus wie in Finck et al. (2017)