

Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zum Offshore-Windenergievorhaben „Sandbank 24“



Auftraggeber:

Projektierungsgesellschaft für regenerative Energiesysteme mbH
Oldenburg

April 2003

Auftraggeber: Projektierungsgesellschaft für regenerative Energiesysteme mbH
Oldenburg

Titel: Sandbank 24
Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zur Offshore-
Windenergienutzung in der AWZ

Auftragnehmer: BIOCONSULT
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54
28757 Bremen
Telefon 0421 · 620 71 08
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5
27442 Gnarrenburg
Telefon 04764 · 92 10 50
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet www.bioconsult.de
eMail info@bioconsult.de

Bearbeiter: Dr. Bastian Schuchardt
Dipl.-Ing. Frank Bachmann
Dr. Klaus Handke (Avifauna)
Dipl.-Biol. Julia Adena
Dipl.-Biol. Bernd Zeiss
Dipl.-Geogr. Tim Bildstein
Dr. Carmen Pia Günther

Datum: April 2003

Inhalt

1. Zielsetzung und Aufgabenstellung.....	15
2. Methodik und Datenbasis.....	16
2.1 Methodik	16
2.2 Datenbasis	20
3. Rechtliche Grundlagen.....	21
4. Beschreibung des Vorhabens.....	24
4.1 Geprüfte Alternativen und Kriterien für die Standortauswahl	24
4.2 Lage und Größe des Pilotgebietes	25
4.3 Beschreibung der technischen Kenndaten.....	26
4.3.1 Windenergieanlagen (WEA).....	27
4.3.2 Fundamente.....	27
4.3.3 Kolksschutz	29
4.3.4 Parkinterne Verkabelung	30
4.3.5 Umspannwerk	31
4.3.6 Netzanbindung	31
4.3.7 Kennzeichnung des Windpark	31
4.4 Beschreibung der betriebsbedingten Merkmale	32
4.5 Beschreibung der baubedingten Merkmale	33
4.6 Zeitplan35	
4.7 Wirkfaktoren.....	35
5. Beschreibung der im Gebiet vorhandenen Nutzungen.....	38
6. Beschreibung und Bewertung der Umwelt und ihrer Bestandteile	41
6.1 Schutzgut Sediment/Biototypen	41
6.1.1 Bestandscharakterisierung.....	41
6.1.1.1 Untersuchungsgebiet und –konzept	41
6.1.1.2 Ergebnisse.....	43
6.1.1.3 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten	48
6.1.2 Vorbelastungen	48
6.1.3 Bestandsbewertung	49
6.2 Schutzgut Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität).....	50
6.2.1 Bestandscharakterisierung.....	50
6.2.2 Vorbelastungen	54
6.2.3 Bestandsbewertung	54
6.3 Schutzgut Klima / Luft	54
6.3.1 Bestandscharakterisierung.....	55
6.3.2 Vorbelastungen	59
6.3.3 Bestandsbewertung	59
6.4 Schutzgut Makrozoobenthos.....	59
6.4.1 Bestandscharakterisierung.....	59
6.4.1.2 Ergebnisse der Erfassungen - Epifauna.....	69
6.4.1.3 Ergebnisse der Erfassungen - Infauna	75
6.4.1.4 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten	83
6.4.2 Vorbelastungen	86

6.4.3	Bestandsbewertung	86
6.5	Schutzgut Fischfauna.....	88
6.5.1	Bestandscharakterisierung.....	88
6.5.1.1	Untersuchungsgebiet und –konzept	88
6.5.1.2	Ergebnisse der Erfassungen	90
6.5.1.3	Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten	101
6.5.2	Vorbelastungen	103
6.5.3	Bestandsbewertung	105
6.6	Schutzgut Avifauna	107
6.6.2	Bestandscharakterisierung.....	108
6.6.2.1	Untersuchungsgebiet und –konzept	108
6.6.2.2	Ergebnisse und Literaturvergleich– Rastvögel und Nahrungsgäste.....	117
6.6.2.3	Ergebnisse und Literaturvergleich– Zugvögel	134
6.6.3	Vorbelastungen	157
6.6.4	Bestandsbewertung - Rastvögel und Nahrungsgäste.....	159
6.6.5	Bestandsbewertung – Zugvögel	167
6.7	Schutzgut Marine Säugetiere.....	175
6.7.1	Bestandscharakterisierung.....	175
6.7.1.1	Untersuchungsgebiet und –konzept	175
6.7.1.2	Ergebnisse der Erfassungen - Schweinswale	178
6.7.1.3	Ergebnisse der Erfassungen – Robben.....	185
6.7.1.4	Zusammenfassung der Ergebnisse und Vergleich mit Literaturdaten -Schweinswalbestand	185
6.7.1.5	Zusammenfassung der Ergebnisse und Vergleich mit Literaturdaten –Robbenbestand	191
6.7.2	Vorbelastungen	192
6.7.3	Bestandsbewertung	193
6.8	Schutzgut Mensch	195
6.8.1	Bestandscharakterisierung.....	195
6.8.2	Vorbelastungen	196
6.8.3	Bestandsbewertung	196
6.9	Schutzgut Landschaft	196
6.10	Schutzgut Kultur- und sonstige Sachgüter	197
7.	Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen des Vorhabens.....	198
7.1	Schutzgut Sediment/Biotoptypen	198
7.1.1	Nullvariante	198
7.1.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	198
7.1.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	198
7.1.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	199
7.1.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	201
7.1.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	202
7.1.7	Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biotoptypen	203
7.2	Schutzgut Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität).....	205
7.2.1	Nullvariante	205
7.2.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	205
7.2.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	205
7.2.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	208
7.2.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	210
7.2.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	210
7.2.7	Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Wasser	210

7.3	Schutzgut Klima/Luft	213
7.3.1	Nullvariante	213
7.3.2	Bau-, anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	213
7.3.3	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	214
7.3.4	Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Klima/Luft.....	214
7.4	Schutzgut Makrozoobenthos.....	214
7.4.1	Nullvariante	214
7.4.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	214
7.4.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	215
7.4.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	219
7.4.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	224
7.4.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	226
7.4.7	Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Makrozoobenthos	226
7.5	Schutzgut Fischfauna.....	229
7.5.1	Nullvariante	229
7.5.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	229
7.5.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	230
7.5.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	233
7.5.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	237
7.5.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	239
7.5.7	Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Fischfauna	240
7.6	Schutzgut Avifauna – Rastvögel und Nahrungsgäste.....	242
7.6.1	Nullvariante	242
7.6.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	242
7.6.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	242
7.6.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	247
7.6.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	249
7.6.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	252
7.6.7	Zusammenschau der vorhabenbedingten Auswirkungen auf Rastvögel und Nahrungsgäste.....	253
7.7	Schutzgut Avifauna – Zugvögel.....	257
7.7.1	Nullvariante	257
7.7.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	257
7.7.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	257
7.7.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	259
7.7.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	263
7.7.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	266
7.7.7	Zusammenschau der vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel	266
7.8	Schutzgut Marine Säugetiere.....	269
7.8.1	Nullvariante	269
7.8.2	Beurteilung des Kenntnisstandes.....	270
7.8.3	Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	271
7.8.4	Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	276
7.8.5	Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung.....	276
7.8.6	Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung	278
7.8.7	Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere	278
7.9	Beschreibung und Bewertung der Wechselwirkungen der einzelnen Wirkpfade und Schutzgüter.....	281

8. Fachgutachterliche Einschätzung der Gefährdung der Meeresumwelt und des

Vogelzuges	283
8.1 Gefährdung der Meeresumwelt für die Schutzgüter nach §2 UVPG.....	284
8.2 Gefährdung des Vogelzuges	288
8.3 Gesamteinschätzung der Umweltverträglichkeit.....	289
9. Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung	290
10. Kumulative Wirkungen weiterer Planungen, Projekte, Pläne und Vorhaben	294
10.1 Beschreibung der zu berücksichtigenden kumulativen Vorhaben	294
10.1.1 Sonstige Offshore-Windparks.....	294
10.1.2 Kabelanbindung.....	295
10.2 Beschreibung der kumulierenden Umweltauswirkungen	296
10.2.1 Sediment/Biotoptypen.....	296
10.2.2 Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität)	296
10.2.3 Klima	297
10.2.4 Makrozoobenthos	297
10.2.5 Fischfauna	298
10.2.6 Avifauna – Rastvögel und Nahrungsgäste	299
10.2.7 Avifauna – Zugvögel	300
10.2.8 Marine Säugetiere.....	301
10.2.9 Mensch	302
10.2.10 Landschaft	302
10.2.11 Kultur- und Sachgüter	303
11. Literatur	304
12. Anhang	318

Abbildungen und Tabellen

Abb. 1:	Übersicht über die Lage des Pilotgebietes Sandbank 24.	25
Abb. 2:	Flächengrößen für das Pilotgebiet und Angaben zum geplanten Aufstellungsmuster der WEA.....	26
Abb. 3:	Tripod-Fundament exemplarisch (Quelle: Vestas).....	28
Abb. 4:	Lageplan der parkinternen Verkabelung und Position des Umspannwerkes.	30
Abb. 5:	Schifffahrtsrouten und jährliche Schiffsbewegungen in der Umgebung des Pilotgebietes (Quelle: GERMANISCHER LLOYD 2003).	38
Abb. 6:	Korngrößenverteilung und Glühverlust im Pilotgebiet, Frühjahr 2002 (Daten: IFAÖ 2003). Zur Lage der Probenahmepunkte s. Abb. 15 in Kap. 6.4 (Makrozoobenthos).....	44
Abb. 7:	Korngrößenverteilung und Glühverlust im Pilotgebiet, Herbst 2002 (Daten: IFAÖ 2003). Zur Lage der Probenahmepunkte s. Abb. 16 in Kap. 6.4 (Makrozoobenthos).....	44
Abb. 8:	Ergebnissen der Seitensichtsonar-Untersuchungen (nur gröbere Sedimente dargestellt). Schwarze Punkte: Steinfunde aus den Videoaufnahmen, Weiße Flächen: Sande (Quelle: IFAÖ 2003).	45
Abb. 9:	Videoprints als Beispiel für die verschiedenen in Abb. 8 gezeigten Steinvorkommen (Quelle IFAÖ 2003).	46
Abb. 10:	Mittlere Häufigkeiten der Windrichtungen in ausgewählten Monaten (Januar, April, Juli, Oktober) für die Deutsche Bucht (BSH 2000).	56
Abb. 11:	Lage der Stationen mit Videountersuchungen im Frühjahr 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).	62
Abb. 12:	Lage der Stationen mit Videountersuchungen im Herbst 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).	63
Abb. 13:	Lage der Stationen mit Kurrebeprobungen im Frühjahr 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle IFAÖ 2003).	64
Abb. 14:	Lage der Stationen mit Kurrebeprobungen im Herbst 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle IFAÖ 2003).	65
Abb. 15:	Lage der Stationen mit Infauna- und Sedimentbeprobungen im Frühjahr 2002 im Pilotgebiet (Quelle IFAÖ 2003).	67
Abb. 16:	Lage der Stationen mit Infauna- und Sedimentbeprobungen im Herbst 2002 im Pilotgebiet (Quelle IFAÖ 2003).	68
Abb. 17:	Seescheiden auf Steinen und Tote Mannshand im Bereich der Steinfelder (Videoprints, Quelle IFAÖ 2003).	71
Abb. 18:	Anteil der einzelnen Arten an der Gesamtbiomasse bei der Kurrebeprobung im Frühjahr 2002 (Quelle: IFAÖ 2003).	71
Abb. 19:	Anteil der einzelnen Arten an der Gesamtbiomasse bei der Kurrebeprobung im Herbst 2002 (Quelle: IFAÖ 2003).	74

Abb. 20:	Gruppen-Dominanz (Anteil der höheren Taxa an der Gesamtzahl der Arten) im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle: IFAÖ 2003).	78
Abb. 21:	Individuen- und Biomasse- Dominanz im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle IFAÖ 2003).	79
Abb. 22:	Individuendichte im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) mit Angabe des Anteils von <i>Phoronis</i> sp. pro Station (Quelle: IFAÖ 2003).	79
Abb. 23:	Im Pilotgebiet nachgewiesene Makrozoobenthos-Assoziationen. <i>Goniadiella-Spisula</i> -Assoziation (blau), <i>Amphiura filiformis</i> -Assoziation (gelb) und <i>Tellina fabula</i> -Assoziation grün. Große Kreise = Frühjahr 2002, kleine Kreise = Herbst 2002 (Quelle: IFAÖ 2003, verändert).	82
Abb. 24:	Lage des Untersuchungsgebietes sowie des Stationsnetzes der fischfaunistischen Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2002 (geplante Schleppstriche) (Quelle: MAFRIS 2003).	89
Abb. 25:	Relative Häufigkeitsanteile der Charakterarten im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).	93
Abb. 26:	Relative Häufigkeitsanteile der Charakterarten im Referenzgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).	93
Abb. 27:	Relative Gewichtsanteile der Charakterarten im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).	94
Abb. 28:	Relative Gewichtsanteile der Charakterarten im Referenzgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).	95
Abb. 29:	Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Schiffstransekt-Zählungen sowie der Ankerplätze für die Zugvogeluntersuchungen für den geplanten Windpark Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).	110
Abb. 30:	Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Flugzeugtransekt-Zählungen für den geplanten Windpark Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).	111
Abb. 31:	Karte der Schiffstransekte für den Untersuchungsraum Sandbank 24 (Dezember 2001 bis Dezember 2002) (Quelle: BIOLA 2003a).	112
Abb. 32:	Karte der Flugtransekte für den Untersuchungsraum Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).	115
Abb. 33:	Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des gesamten Beobachtungszeitraumes bei Schiffszählungen beobachteten Individuen (n = 8230 Indiv.) auf Arten/-taxa.	119
Abb. 34:	Mittlere Dichte von Seetauchern [n/km ²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	121
Abb. 35:	Mittlere Dichte von Eissturmvögeln [n/km ²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	122
Abb. 36:	Mittlere Dichte von Basstölpeln [n/km ²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	123
Abb. 37:	Mittlere Dichte von Raubmöwen [n/km ²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	124
Abb. 38:	Mittlere Dichte von Dreizehenmöwen [n/km ²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	127

Abb. 39:	Mittlere Dichte von Seeschwalben [n/km^2] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	128
Abb. 40:	Mittlere Dichte von Alken [n/km^2] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).	130
Abb. 41:	Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Sichtbeobachtungen in der Hellphase beobachteten Individuen auf Arten/-taxa.	135
Abb. 42:	Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Flugrufen in der Dunkelfase nachgewiesenen Individuen auf Arten/-taxa.	137
Abb. 43:	Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Sichtbeobachtungen in der Dunkelfase beobachteten Individuen auf Arten/-taxa.	140
Abb. 44:	Verlauf des NO-gerichteten Vogelzugs im Frühjahr 1971 (JELLMANN 1977) (Quelle: BIOLA 2003a).	149
Abb. 45:	Flughöhenverteilung (%) nach Sichtbeobachtungen (Hellphase) während des gesamten Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 (alle Arten) (Quelle: BIOLA 2003a).	151
Abb. 46:	Flughöhenverteilung (%) nach Vertikalradar-Beobachtungen (ganztags) während des gesamten Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).	152
Abb. 47:	Durchschnittliche Verteilung der Zughöhen nach Radarmessungen (JELLMANN 1979a) [Berücksichtigt sind nur Daten ab 150m Flughöhe] (Quelle: BIOLA 2003a).	154
Abb. 48:	Herbst-Frühjahrsvergleich der durchschnittlichen Zughöhen nach Radarmessungen (EASTWOOD & RIDER 1965) (1 ft ~ 0,3048 m) - Zur Beachtung: Skalierung 1 = 1.000 Feet = 305 m (Quelle: BIOLA 2003a).	155
Abb. 49:	Einfluss des Tag/Nacht-Wechsel auf die Verteilung der Zughöhen nach Radarmessungen (JELLMANN 1979a) (Quelle: BIOLA 2003a).	155
Abb. 50:	Prozentualer Anteil der zurückgelegten Beobachtungsstrecke im Untersuchungsgebiet an der theoretisch möglichen Beobachtungsstrecke bei 2 Terminen im Monat.	164
Abb. 51:	Untersuchte Quadratkilometer im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst pro 2'x3'-Quadrant im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002 (Quelle: BIOLA 2003a).	165
Abb. 52:	Verteilung der mindestens geforderten und der durchgeführten Stunden bei der Radarerfassung (Horizontal- und Vertikalradar).	174
Abb. 53:	Lage der Meeressäuger-Flugtransekte (Quelle: BIOLA 2003b).	177
Abb. 54:	Relative Häufigkeit von Schweinswalen während der Walflüge von Mai bis November 2002 (Quelle: BIOLA 2003b).	179
Abb. 55:	Schweinswalsichtungen (Walflüge) im Mai 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).	181
Abb. 56:	Schweinswalsichtungen (Walflüge) im Juli 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).	181

Abb. 57:	Schweinswalsichtungen (Walflüge) im August 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).....	182
Abb. 58:	Schweinswalsichtungen (Walflüge) im November 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).....	182
Abb. 59:	Anzahl gesichteter Schweinswale während der Schiffstransekt-Zählungen von Dezember 2001 bis Dezember 2002 (schwarzer Balken = Untersuchungsgebiet; weißer Balken = Referenzgebiet) (Quelle: BIOLA 2003b).	184
Abb. 60:	Übersicht über die Unterteilung der Nordsee in Surveyblöcke im Rahmen der SCANS-Untersuchungen (aus HAMMOND et al. 1995).	187
Abb. 61:	Übersicht über die während der SCANS Survey gesichteten Schweinswale (Angaben ohne Gruppengrößen aus HAMMOND et al. 1995).	187
Abb. 62:	Übersicht über die zu berücksichtigenden Vorhaben mit kumulativer Wirkung.....	295
Abb. 63:	Verbreitung von Seetauchern im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	318
Abb. 64:	Verbreitung von Eisturmvögeln im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	319
Abb. 65:	Verbreitung von Basstölpeln im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	320
Abb. 66:	Verbreitung von Sturmmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	321
Abb. 67:	Verbreitung von Heringsmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	322
Abb. 68:	Verbreitung von Silbermöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	323
Abb. 69:	Verbreitung von Mantelmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	324
Abb. 70:	Verbreitung von Dreizehenmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.	325
Abb. 71:	Verbreitung von Küsten-/Flusseeeschwalben im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.	326
Abb. 72:	Verbreitung von Trottellummen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	327
Abb. 73:	Verbreitung von Tordalken im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.....	328
Tab. 1:	Gefährdung des Schutzgutes – Bewertungsmatrix.	20
Tab. 2:	mögliche Anlagenkonfiguration der betrachteten Windenergieanlagen (WEA).	27
Tab. 3:	Angaben zu Grund- und Oberfläche der Tripod-Fundament-Konstruktion.....	29
Tab. 4:	Angaben zu Grund- und Oberfläche für ein Monopile-Fundament.....	29

Tab. 5:	Technische Daten zu den potenziellen WEA. K.A. = keine Angaben.....	32
Tab. 6:	Übersicht über die baubedingten Wirkfaktoren.	36
Tab. 7:	Übersicht über die anlagebedingten Wirkfaktoren.	37
Tab. 8:	Übersicht über die betriebsbedingten Wirkfaktoren.	37
Tab. 9:	Anteil der wichtigsten Fischarten an den Fängen im ICES-Quadranten 39 F6 im Vergleich zur gesamten Deutschen Bucht.	39
Tab. 10:	Geographische Lage der Untersuchungsgebiete für die sedimentologischen Untersuchungen (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum WGS84).	42
Tab. 11:	Bestandsbewertung für das Schutzgut Sediment/Biototypen.	50
Tab. 12:	Strömungsmuster im Bereich des Planungsgebietes zu unterschiedlichen Tidephasen; nach DHI 1983.	52
Tab. 13:	Hauptwindrichtungen in der Deutschen Bucht (BSH 2000).	55
Tab. 14:	Relative Häufigkeit von Windstärkegruppen in der Deutschen Bucht (in %, BSH 2000).	57
Tab. 15:	Maximalböen in Norddeutschland (TETZLAFF et al. 1984).	57
Tab. 16:	Mittlere Luft- und Wassertemperaturen sowie die Differenz Luft-Wasser (in °C, BSH 2000) für die Deutsche Bucht.	58
Tab. 17:	Mittlere monatliche und jährliche Niederschläge in mm für die Inselstation Helgoland (BSH 2000).	58
Tab. 18:	Geographische Lage der Untersuchungsgebiete für das Schutzgut Zoobenthos (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum WGS84).	60
Tab. 19:	Gesamtartenliste der Kurrebeprobungen im Mai 2002 mit Individuenzahlen/Hol; x = keine Probenahme da Steine im Gebiet, + = präsent, aber nicht gezählt (Quelle: IFAÖ 2003).	70
Tab. 20:	Gesamtartenliste der Kurrebeprobungen im Oktober/November 2002 mit Individuenzahlen/Hol; + = präsent, aber nicht gezählt (Quelle: IFAÖ 2003).	73
Tab. 21:	Gesamtartenliste beider Probennahmen (Frühjahr und Herbst 2002) im Pilotgebiet.	76
Tab. 22:	Stetige Arten im Pilotgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).	80
Tab. 23:	Rote-Liste-Arten des Makrozoobenthos (Teilgebiet Nordsee) und Vorkommen im Pilotgebiet. X = Vorkommen im jeweiligen Gebiet. 3 = gefährdet; P = potenziell gefährdet; II = gefährdete Durchzügler (nach RACHOR et al. 1995).	83
Tab. 24:	Bestandsbewertung für das Schutzgut Makrozoobenthos.	87
Tab. 25:	Koordinaten der untersuchten Gebiete (Quelle: MAFRIS 2003).	89
Tab. 26:	Fischartenspektrum der Befischungskampagnen im Jahr 2002 (nicht bis auf Artniveau bestimmte Fänge wurden nicht dargestellt). Nr. = Nummerierung nach Fischartenliste der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (BfA), Pilot. = Pilotgebiet, Ref. = Referenzgebiet, Rote Liste nach FRICKE et al. 1995: 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 3 = gefährdet, P = potenziell gefährdet, kein Eintrag = nicht gefährdet (Quelle: MAFRIS 2003).	92

Tab. 27:	Mittlere Individuendichten (absolut und prozentual), mittlere Biomasse (absolut und prozentual) sowie biologischer Bedeutungsindex nach MC CLOSKEY (1970) – ermittelt jeweils für Häufigkeits- und Biomasseanteil sämtlicher im Untersuchungsgebiet nachgewiesener Fischarten, getrennt nach Pilot- und Referenzgebiet (BI = Biologischer Bedeutungsindex (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle: MAFRIS 2003)).....	97
Tab. 28:	Bestandsbewertung für das Schutzgut Fischfauna.	106
Tab. 29:	Geographische Lage des Pilotgebietes sowie der Untersuchungs- und Referenzgebiete für die ornithologischen Untersuchungen (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum: WGS84) (Quelle: BIOLA 2003a).	109
Tab. 30:	Gesamtlängen der Schiffstransekte im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, untersuchte Flächengrößen und prozentuale Abdeckung der Gebiete (Quelle: BIOLA 2003a).	112
Tab. 31:	Zurückgelegte Beobachtungsstrecke (in km) im Untersuchungsraum sowie getrennt für Referenz- und Untersuchungsgebiet pro Monat (Quelle: BIOLA 2003a).	113
Tab. 32:	Liste der im Untersuchungsraum Sandbank 24 durch Sichtbeobachtungen während der Transektfahrten nachgewiesenen Vogelarten/-taxa in systematischer Reihenfolge (Quelle: BIOLA 2003a).	118
Tab. 33:	Übersicht über die im Untersuchungs- und Referenzgebiet vom Schiff aus gesichteten Vogelarten, reale Individuensummen und Individuensummen nach gleichgestelltem Beobachtungsaufwand nach Jahreszeiten (Quelle: BIOLA 2003a).	119
Tab. 34:	Höchste mittlere Dichten (nach Monatsmitteln) aus dem Untersuchungs- oder Referenzgebiet nach der vorliegenden Kartierung und nach dem ESAS-Report (CAMPHUYSEN 2001) und berechnete unkorrigierte höchste Bestandszahlen für das ca. 200 km ² große (um den Störabstand von 0,5 km erweiterte) Projektgebiet Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).	132
Tab. 35:	Korrekturfaktoren nach CAMPHUYSEN (berechnet und vorgeschlagen anhand der im Rahmen dieser Kartierung gewonnenen Daten) und aus der Literatur (vgl. STONE et al. 1995 und MITSCHKE et al. 2001) (Quelle: BIOLA 2003a).	132
Tab. 36:	Verwendete Korrekturfaktoren und höchste korrigierte Bestandszahlen für die 200 km ² große, durch das Bauvorhaben beeinträchtigte Fläche, ¹ Wert aus dieser Untersuchung, ² Wert aus CAMPHUYSEN (2001) (Quelle: BIOLA 2003a).	133
Tab. 37:	Übersicht über die bei Helgoland nach DIERSCHKE et al. (1999, 2000, 2001) am häufigsten beobachteten Zugvogelarten [angegeben sind die Zugintensitäten in maximalen Monatssummen ab 500 Individuen in den Jahren 1998-2000; die mit einem Stern gekennzeichneten Werte entsprechen Tagesmaxima] (Quelle: BIOLA 2003a).	136
Tab. 38:	Nächtlicher automatisch-akustisch erfasster Vogelzug auf Helgoland 17.7.-1.10.1987 mit Angabe der Häufigkeit (Vogelpunkte als Summe skalierten Werte) und der entsprechenden Dominanz >1% (entwickelt aus DIERSCHKE 1989, Tab. 1 & 2) (Quelle: BIOLA 2003a).	138
Tab. 39:	Übersicht über die während des Gesamt-Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) durch Sichtbeobachtungen in der Hellphase, Verhören in der Dunkelphase und Sichtbeobachtungen in der	

	Dunkelphase ermittelten Artengruppen mit Dominanzanteilen $\geq 1\%$ mit Angabe der zeitnormierten Summen und der jeweiligen Dominanzen (%) sowie der durch die jeweilige Methode ermittelten Gesamtzahlen der Arten (inkl. Sammelgruppen) und der Individuen- bzw. Verhörsummen (Quelle: BIOLA 2003a).	141
Tab. 40:	Übersicht über die durch Sichtbeobachtungen (Dunkelphase) während der Massenzugnacht des 18.04.2002 ermittelten Artenspektren (inkl. Sammelgruppen) fliegend beobachteter Tiere mit Angabe der zeitnormierten Individuensummen sowie der jeweiligen Dominanzen (%) (Quelle: BIOLA 2003a).	143
Tab. 41:	Fang- bzw. Beringungszahlen der Vogelwarte Helgoland (1953-1972) mit Prozentangaben für die einzelnen Monate der Fangzeiträume 1953-1963 (VAUK 1965) und 1953-1972 (THOMSEN & VAUK 1974) (Quelle: BIOLA 2003a).	145
Tab. 42:	Bestandsbewertung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste.	167
Tab. 43:	Übersicht über die Summen der durchgeführten Untersuchungsstunden pro Methode sowie die vorgegebenen Stundensummen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Vorgabesummen der ‚Sichtbeobachtungen Hellphase‘ und ‚Verhören‘ aufgrund ungleicher Tag-, Nachtlängen nur um idealisierte Werte handelt (Quelle: BIOLA 2003a).	173
Tab. 44:	Koordinaten und Längen der Flugtransekte für die Erfassung der Meeressäuger 2002 (Quelle: BIOLA 2003b).	176
Tab. 45:	Anzahl der von Mai 2002 bis November 2002 während der Walflüge gesehenen Schweinswale (nur Sichtungen der beiden Hauptzähler) (Quelle: BIOLA 2003b).	178
Tab. 46:	Ergebnisse der Dichteberechnungen aus den Walflügen (ESW = effektive Streifenbreite; CV = Variationskoeffizient; $\pm$ SE = Standardfehler; * = Werte für g(0) kumulativ ermittelt) (Quelle: BIOLA 2003b).	180
Tab. 47:	Übersicht über die während der Schiffstransekt-Zählungen gesichteten Schweinswale (S [n]: Anzahl der Sichtungen, Ind. [n]: Anzahl der Individuen). UG= Untersuchungsgebiet, RG= Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003b).	183
Tab. 48:	Übersicht über die während der Schiffstransekt-Zählungen gesichteten Seehunde (S [n]: Anzahl der Sichtungen, Ind [n]: Anzahl der Individuen) (Quelle: BIOLA 2003b).	185
Tab. 49:	Übersicht über neuere Untersuchungen zum Schweinswalvorkommen in ausgewählten Bereichen der Nordsee (*= Angabe vom Verfasser hochgerechnet) (Quelle: BIOLA 2003b).	188
Tab. 50:	Übersicht über den Gefährdungsgrad des Schweinswales anhand unterschiedlicher Roter-Listen.	194
Tab. 51:	Bestandsbewertung für das Schutzgut Marine Säugetiere.	195
Tab. 52:	Flächeninanspruchnahme am Meersboden durch Anlagenteile des geplanten Windparks.	200
Tab. 53:	Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biotoptypen.	204

Tab. 54:	Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Wasser.	212
Tab. 55:	Flächeninanspruchnahme am Meeresboden durch die Gründungsbauwerke und die Kolkschutzmaßnahmen.	220
Tab. 56:	Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Makrozoobenthos (MZB).	228
Tab. 57:	Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Fischfauna.	241
Tab. 58:	Übersicht über die baubedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.	253
Tab. 59:	Übersicht über die anlagebedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.	255
Tab. 60:	Übersicht über die betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.	256
Tab. 61:	Übersicht über die baubedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.	267
Tab. 62:	Übersicht über die anlagebedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.	268
Tab. 63:	Übersicht über die betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.	269
Tab. 64:	Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere.	280
Tab. 65:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Sediment/Biototypen als Bestandteil der Meeresumwelt.	284
Tab. 66:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Klima/Luft als Bestandteil der Meeresumwelt.	285
Tab. 67:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Makrozoobenthos als Bestandteil der Meeresumwelt.	285
Tab. 68:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Fischfauna als Bestandteil der Meeresumwelt.	286
Tab. 69:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Avifauna (Rastvögel und Nahrungsgäste) als Bestandteil der Meeresumwelt.	287
Tab. 70:	Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Marine Säugetiere als Bestandteil der Meeresumwelt.	287
Tab. 71:	Ermittlung der Gefährdung des Vogelzuges.	289
Tab. 72:	Kenndaten der zu berücksichtigenden Vorhaben mit kumulativer Wirkung (Quelle: BSH schriftl.).	294

1. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Die Projekt GmbH aus Oldenburg plant den Bau und den Betrieb des Offshore-Windparks Sandbank 24 mit insgesamt 7 Windpark-Clustern und maximal 980 Windenergieanlagen (WEA). Die Anlagen-Nennleistung soll 3-5 MW betragen. Der Standort des geplanten Windparks befindet sich auf deutschem Hoheitsgebiet in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee.

Das geplante Vorhaben wurde im Rahmen einer Antragskonferenz am 21. März 2002 beim Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) mit den Trägern öffentlicher Belange erörtert.

Um die Auswirkungen des Vorhabens auf die Meeresumwelt hinreichend abschätzen zu können, ist geplant, vor der Realisierung des gesamten Windparks eine kleinere Pilotphase zu realisieren. Anhand dieser Pilotphase sollen die Umweltauswirkungen im Rahmen eines Monitorings während der Bau- und Betriebsphase am konkreten Standort untersucht werden. Die Pilotphase sieht die Errichtung von 120 WEA auf einer Fläche von ca. 97 km² vor.

Gemäß § 2 der Seeanlagenverordnung (SeeAnIV) ist die Errichtung von Anlagen auf See genehmigungspflichtig. Zuständige Genehmigungsbehörde ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Entsprechend § 2a der SeeAnIV ist für Vorhaben, die einer Genehmigung nach § 2 SeeAnIV bedürfen und zugleich Vorhaben im Sinne von § 3 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) sind, eine Prüfung der Umweltverträglichkeit durchzuführen. Für die Errichtung eines Windparks mit mehr als 20 WEA und einer Leistung von jeweils mehr als 10 KW oder einer Höhe von mehr als 35 m ist die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung erforderlich (s. hierzu §3 UVPG in Verbindung mit Anlage 1, Pkt. 1.6.1).

Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist ein unselbständiger Teil des verwaltungsbehördlichen Genehmigungsverfahrens und soll der Entscheidung über die Zulässigkeit des Vorhabens dienen. Die Grundlage der Umweltverträglichkeitsprüfung bildet die Umweltverträglichkeitsstudie (UVS). Diese Studie umfasst die Ermittlung, Beschreibung und Bewertung möglicher Auswirkungen des geplanten Vorhabens auf die Schutzgüter Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft einschließlich der jeweiligen Wechselwirkungen sowie auf Kultur- und sonstige Sachgüter.

Mit der Erstellung der Umweltverträglichkeitsstudie beauftragte die Planungsgemeinschaft Energie und Umwelt am 15. Oktober 2002 das Büro Bioconsult Schuchardt & Scholle GbR. Die Grundlage der UVS bilden die Fachgutachten zu den gemäß BSH-Standarduntersuchungskonzept (STUK) bzw. nach gesonderten Vorgaben des BSH durchgeführten Grundlagenuntersuchungen, eine Studie zu den hydrodynamischen Auswirkungen des Vorhabens sowie eine technische Beschreibung des Vorhabens.

2. Methodik und Datenbasis

2.1 Methodik

Aufgabe der vorliegenden UVS ist die Ermittlung und Bewertung der zu erwartenden bzw. möglichen Auswirkungen des geplanten Vorhabens auf die Meeresumwelt. Gemäß der Vorgabe des BSH muss die Umweltverträglichkeitsstudie ein in sich geschlossenens und verständliches Dokument darstellen, das alle relevanten Informationen enthalten muss, die für die Entscheidung über die Umweltauswirkungen des Vorhabens erheblich sind. Auf die Fachgutachten, die Detailwissen vermitteln sollen, kann im eigentlichen UVS-Text verwiesen werden. In diesem Fall müssen die Fachgutachten der UVS als Anhang beiliegen (BSH Nolte, schriftl. 2003).

Der methodische Ansatz ist der einer ökologischen Risikoanalyse, bei der gemäß §2 UVPG durch die kausale Verknüpfung der Bestandserfassung und der vorhabensspezifischen Wirkfaktoren schutzgutbezogen die möglichen vorhabensbedingten Struktur- und Funktionsveränderungen ermittelt werden. Schutzgutspezifisch wird die vorhandene Datenbasis bewertet und es wird auf Kenntnislücken bzgl. der Auswirkungsprognosen hingewiesen. In gesonderten Kapiteln werden Wechselwirkungen und kumulative Auswirkungen betrachtet.

Bei den Auswirkungsprognosen werden Prognoseunsicherheiten vorsorgeorientiert durch worst case-Annahmen berücksichtigt bzw. auf die Unsicherheiten wird explizit hingewiesen.

Durch die regelbasierte Verknüpfung der schutzgutbezogenen Bestandsbewertung („Bedeutung“) und der als Struktur- und Funktionsverluste bewerteten Auswirkungen des Vorhabens wird abschließend ermittelt, ob das beantragte Vorhaben absehbar eine Gefährdung der Meeresumwelt darstellt.

Die UVS basiert wesentlich auf verschiedenen schutzgutspezifischen Fachgutachten, in denen sowohl die Ergebnisse der jeweils durchgeführten Untersuchungen ausführlich dargestellt sind, als auch Auswirkungsprognosen erstellt wurden. Im Textteil der UVS sind aus den Fachgutachten entnommene Textpassagen nicht gesondert kenntlich gemacht, das dem jeweiligen Kapitel zugrundeliegende Fachgutachten wird jeweils einleitend benannt; bei Abbildungen und Tabellen wird in den Legenden jeweils die Quelle angegeben.

Beschreibung des Bestandes

Im Jahr 2002 wurden im Bereich des geplanten OWP Sandbank 24 Bestandserhebungen für ausgewählte Schutzgüter durchgeführt. Es handelt sich hierbei um das erste Erfassungsjahr der gemäß Standarduntersuchungskonzept StUK (BSH 2001) durchzuführenden 2-jährigen Basisuntersuchungen. Die Erfassungen werden in 2003 fortgesetzt. Die Ergebnisse des ersten Erfassungsjahres wurden in Fachgutachten dargestellt. Die Erfassungen wurden in Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde im Pilotgebiet selbst sowie in einem durch den geplanten OWP unbeeinflussten vergleichbaren Referenzgebiet durchgeführt. Die Abgrenzung der untersuchten Gebiete variiert schutzgutbezogen.

Erfassungen wurden für folgende Schutzgüter durchgeführt:

- Sediment / Makrozoobenthos (IFAÖ 2003),
- Fischfauna (MAFRIS 2003),
- Avifauna (BIOLA 2003a),
- Marine Säugetiere (BIOLA 2003b).

Die Beschreibung der Umwelt und ihrer Bestandteile (Schutzgüter) im potenziellen Einwirkungsbe-
reich (der schutzgutspezifisch variieren kann) erfolgt in der UVS in dem Umfang, wie es zur Ermitt-
lung der Umweltauswirkungen des Vorhabens erforderlich ist. Darüber hinausgehende Informatio-
nen zur Bestandssituation einzelner Schutzgüter sind den Fachgutachten (s.o.), die den Genehmi-
gungsunterlagen beigelegt sind, zu entnehmen.

Die Bestandcharakterisierung von Schutzgütern für die keine planungsbezogenen Erfassungen
durchgeführt wurden (z.B. Klima, Landschaft, Kulturgüter) basiert auf vorhandenen Daten sowie
allgemein zugänglicher Literatur.

Bewertung des Bestandes

Auf der Grundlage der Bestandscharakterisierung des Pilotgebietes (s.o.) erfolgt die schutzgutbe-
zogene Bestandsbewertung. Die Bewertung erfolgt unabhängig von der Empfindlichkeit des
Schutzgutes gegenüber dem Bau und dem Betrieb der WEA des Pilotgebietes anhand der folgen-
den Kriterien jeweils 3-stufig

- Seltenheit / Gefährdung (gering, mittel, hoch),
- Vielfalt / Eigenart (gering, mittel, hoch) und
- Natürlichkeit (gering, mittel, hoch).

Die Herleitung und Präzisierung der angeführten Bewertungskriterien und ihrer Einordnung erfolgt
schutzgutbezogen in den jeweiligen Kapiteln. Für einzelne Schutzgüter sind Abweichungen von den
hier formulierten Kriterien möglich. So ist z.B. für das Schutzgut Marine Säugetiere das Kriterium
Natürlichkeit nicht zweckmäßig. Relevant ist aber die Funktion, die das Gebiet für den Erhalt der
Population der Säuger in der Deutschen Bucht hat, so dass nicht die Natürlichkeit sondern die
Funktion des Lebensraumes bewertet wird.

Die Bewertung des Bestands des jeweiligen Schutzgutes ergibt sich als „Bedeutung“ aus der Ag-
gregation der angewendeten Kriterien und erfolgt verbal-argumentativ. Die Ergebnisdarstellung der
Bestandsbewertung erfolgt dreistufig skaliert in den Kategorien:

- geringe Bedeutung,
- mittlere Bedeutung,
- hohe Bedeutung.

Die Aggregation erfolgt dabei nicht regelbasiert, sondern wird bei jedem Schutzgut spezifisch hergeleitet, da die relative Relevanz der verschiedenen Kriterien schutzgutspezifisch unterschiedlich ist.

Bewertung der Auswirkungen des Vorhabens (Struktur- und Funktionsverluste)

Die Bewertung der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen erfolgt auf der Grundlage der ermittelten Struktur- und Funktionsveränderungen eines Schutzgutes, die durch die bau-, anlage- und betriebsbedingten Wirkfaktoren (siehe Kap. 3.5) verursacht werden. Kriterien zur Bewertung der Struktur- und Funktionsveränderungen sind die „Dauer“, die „Ausdehnung“ und die „Intensität“ der prognostizierten Wirkungen. Der Bestandswert des jeweiligen Schutzgutes bleibt bei diesem Bewertungsschritt unberücksichtigt. Die ermittelten Struktur und Funktionsveränderungen werden als negativ für das Schutzgut bewertet, soweit diese nicht ausdrücklich als positive Wirkungen für das jeweilige Schutzgut benannt werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Kriterien kurz erläutert:

Ausdehnung: Bei der Ausdehnung der prognostizierten Wirkungen wird zwischen punktuell/kleinräumigen, mittlräumigen und großräumigen Wirkungen auf das Schutzgut differenziert. Die unterschiedlichen Kategorien definieren sich wie folgt:

Punktuell / kleinräumig =	Veränderungen im Bereich der einzelnen WEA zzgl. des näheren Umfeldes der WEA.
Mittlräumig =	Veränderungen im Bereich des Pilotgebietes zzgl. des unmittelbar angrenzenden Umfeldes des Pilotgebietes.
Großräumig =	alle Veränderungen, die deutlich über die Fläche des OWP hinausgehen.

Dauer: Beurteilt wird die Dauer der Veränderung eines Schutzgutes infolge der Einwirkung eines Wirkfaktors. Differenziert wird zwischen kurzfristig/temporären und langfristig/dauerhaften Auswirkungen auf das jeweilige Schutzgut. Dabei kommt den anlage- und betriebsbedingten Wirkungen (s. Kap. 3.5) eine besondere Bedeutung zu, da diese i.d.R. langfristig wirksam werden. Hingegen sind die baubedingten Wirkungen i.d.R. nur kurzfristig/temporär wirksam. Im Rahmen der vorliegenden UVS werden Wirkungen die über einen Zeitraum $\leq 2-3$ Jahre andauern als kurzfristig bezeichnet.

Intensität: Mit der Intensität der prognostizierten Wirkungen wird das Ausmaß der Veränderung eines Schutzgutes bezeichnet.

Als **hoch** wird die Intensität dann bezeichnet, wenn das betroffene Schutzgut weitgehend oder vollständig in seinen bestehenden Funktionen oder Strukturen verändert wird.

Als **mittel** wird die Intensität dann definiert, wenn das betroffene Schutzgut zwar verändert wird, es aber in seinen grundlegenden Strukturen /Funktionen erhalten bleibt.

Als **gering** wird die Intensität dann bezeichnet, wenn das betroffene Schutzgut zwar verändert wird, die betroffenen Strukturen und Funktionen aber weitestgehend erhalten bleiben.

Zur Bewertung der Struktur- und Funktionsveränderung jedes Schutzgutes werden die Einzelkriterien „Ausdehnung“, „Dauer“, und „Intensität“ für die in Kap. 4.6 dargestellten Wirkfaktoren zu einem Gesamtwert der Struktur- und Funktionsveränderung aggregiert. Es erfolgt eine Differenzierung in fünf Bewertungskategorien („keine-“, „geringe-“, „mittlere-“, „hohe-“ und „sehr hohe“ Struktur- und Funktionsveränderungen“). Die Bewertung wird textlich erläutert. Dabei wird in einem ersten Arbeitsschritt zwischen den bau-, anlage- und betriebsbedingten Struktur- und Funktionsveränderungen differenziert. In einem zweiten Schritt werden die bau-, anlage- und betriebsbedingten Struktur- und Funktionsveränderungen zu einem Gesamtwert für jedes Schutzgut aggregiert. Die Aggregation erfolgt dabei nicht regelbasiert, sondern wird bei jedem Schutzgut spezifisch hergeleitet, da die relative Relevanz der verschiedenen Kriterien schutzgutspezifisch unterschiedlich ist.

Schutzgutbezogene Gefährdung der Meeresumwelt

Gemäß §3 der Seeanlagenverordnung (SeeAnIV) ist die aus dem Bauvorhaben resultierende Gefährdung der Meeresumwelt und des Vogelzuges abzuschätzen. Die Ableitung der Gefährdung des einzelnen Schutzgutes erfolgt durch die Aggregation der durchgeführten Bestandsbewertung (Bedeutung) und der durch das Vorhaben verursachten bewerteten Struktur- und Funktionsveränderungen (Auswirkungen). Die Aggregation erfolgt regelbasiert (Tab. 1) und spiegelt letztlich die Einschätzung der Gutachter wider. Danach führen sehr hohe Struktur- und Funktionsveränderungen zu einer schutzgutbezogenen Gefährdung der Meeresumwelt. Hohe Struktur- und Funktionsveränderungen führen bei Schutzgütern mit hoher und mittlerer Bedeutung zu einer Gefährdung und mittlere Struktur- und Funktionsveränderungen bei Schutzgütern mit hoher Bedeutung zu einer Gefährdung der Meeresumwelt.

Tab. 1: Gefährdung des Schutzgutes – Bewertungsmatrix.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

2.2 Datenbasis

Die vorliegende Studie basiert im Wesentlichen auf den Ergebnissen der Erfassungen zu den Schutzgütern Wasser (Hydrologie/Morphologie), Sediment, Makrozoobenthos, Fischfauna, Avifauna und Marine Säugetiere aus dem Erfassungsjahr 2002. Die verfügbaren Daten wurden fachlich aufbereitet und bewertet. Schutzgutspezifische ergänzend vorliegende Daten und Auswertungen sowie allgemein zugängliche Literatur fließen zusätzlich ein.

Die Bestandsdatenlage wird in den jeweiligen Schutzgutkapiteln erläutert und hinsichtlich ihrer Aussagekraft bewertet.

Zur Ermittlung der potenziellen Umweltauswirkungen durch das geplante Vorhaben wurden Recherchen zu den möglichen Auswirkungen von Offshore-Windparks durchgeführt. In den jeweiligen Schutzgutkapiteln wird der Kenntnisstand der Auswirkungen von Offshore-Windenergienutzung auf ein Schutzgut beurteilt.

3. Rechtliche Grundlagen

Im Folgenden werden die wichtigsten relevanten rechtlichen Vorschriften und Zuständigkeiten für den Standort und das geplante Vorhaben Sandbank 24 zusammengefasst:

Internationales Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen (SRÜ)

Das im November 1994 in Kraft getretene SRÜ regelt u.a. den Schutz der Meeresumwelt sowie die Nutzung und Abgrenzung der verschiedenen Meereszonen (Küstenmeer, ausschließliche Wirtschaftszone, etc.). Auf dieser Grundlage hat die Bundesrepublik Deutschland mit Wirkung vom 1. Januar 1995 die Ausweitung des deutschen Küstenmeeres auf bis zu 12 sm sowie die Errichtung einer ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) in Nord- und Ostsee proklamiert.

Eine Verschmutzung der Meeresumwelt ist nach Artikel 1 Pkt. 4 des Seerechtsübereinkommens dann gegeben, wenn:

„ (...) die unmittelbare oder mittelbare Zuführung von Stoffen oder Energie durch den Menschen in die Meeresumwelt einschließlich der Flussmündungen, aus der sich abträgliche Wirkungen wie eine Schädigung der lebenden Ressourcen sowie der Tier- und Pflanzenwelt des Meeres, eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit, eine Behinderung der maritimen Tätigkeiten einschließlich der Fischerei und der sonstigen rechtmäßigen Nutzung des Meeres, eine Beeinträchtigung des Gebrauchswertes des Meerwassers und eine Verringerung der Annehmlichkeiten der Umwelt ergeben oder ergeben können.“

Verordnung über Anlagen seewärts der Begrenzung des deutschen Küstenmeeres (Seeanlagenverordnung SeeAnIV)

Gemäß §2 der Seeanlagenverordnung bedarf die Errichtung, der Betrieb und die wesentliche Änderung einer Anlage oder ihres Betriebes einer Genehmigung durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Anlagen im Sinne dieser Verordnung sind nach §1 (2) alle festen oder schwimmend befestigten baulichen oder technischen Einrichtungen, einschließlich Bauwerke und künstlicher Inseln, die der Energieerzeugung aus Wasser, Strömung und Wind oder anderen wirtschaftlichen Zwecken dienen.

Eine Genehmigung kann versagt werden, wenn der Betrieb oder die Wirkung von Schifffahrtsanlagen und –zeichen oder die Benutzung der Schifffahrtswege oder des Luftraumes oder die Schifffahrt beeinträchtigt werden, eine Verschmutzung der Meeresumwelt im Sinne des Art. 1 Abs. 1 Nr. 4 des Seerechtsübereinkommens zu besorgen ist oder der Vogelzug gefährdet wird.

Für Anlage, die einer solchen Genehmigung bedürfen und die Vorhaben im Sinne von §3 des UVPG sind (s.u.), ist nach §2a der SeeAnIV eine Prüfung der Umweltverträglichkeit nach dem UVPG durchzuführen.

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

Nach §2 (1) des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) umfasst eine Prüfung der Umweltverträglichkeit die Ermittlung, Beschreibung und Bewertung der unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen eines Vorhabens auf die Schutzgüter Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Klima, Luft und Landschaft einschließlich ihrer jeweiligen Wechselwirkungen sowie auf Kultur und sonstige Sachgüter.

Nach §6 UVPG hat der Träger des Vorhabens die entscheidungserheblichen Unterlagen über die Umweltauswirkungen des Vorhabens der zuständigen Behörde vorzulegen.

Bundesberggesetz (BBergG)

Das BBergG gilt im Bereich des deutschen Festlandssockels der Bundesrepublik Deutschland u.a. für das Verlegen von Unterwasserkabeln. Gemäß §133 bedarf die Verlegung und der Betrieb eines Unterwasserkabels einer Genehmigung in bergbaulicher Hinsicht durch das Landesbergamt und hinsichtlich der Nutzung und Benutzung der Gewässer in diesem Bereich durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH).

Die Genehmigungen dürfen versagt werden, wenn eine Gefährdung des Lebens oder der Gesundheit von Personen oder der Gesundheit von Personen oder von Sachgütern oder eine Beeinträchtigung überwiegend öffentlicher Interessen zu besorgen ist, die nicht durch eine Befristung, durch Bedingungen oder Auflagen verhütet oder ausgeglichen werden kann.

Übereinkommen zur Erhaltung wildlebender Tierarten (Bonner Konvention)

Ziel der Bonner Konvention sind der weltweite Schutz und die Erhaltung wandernder Tierarten, einschließlich deren nachhaltiger Nutzung im Rahmen internationaler Zusammenarbeit. Soweit die Arten in ihrem Bestand gefährdet sind oder sich in einem ungünstigen Erhaltungszustand befinden, sollen geeignete Schutzmaßnahmen ergriffen werden. Insbesondere sollen für gefährdete wandernde Arten nach Anhang I des Übereinkommens

- Lebensstätten erhalten werden,
- Aktivitäten oder Hindernisse vermieden oder minimiert werden, die die Wanderung der Arten erschweren oder verhindern,
- Einflüsse verringert werden, die die Art gefährden oder zu gefährden drohen.

Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel (AEWA)

Das Abkommen von 1996 sieht den Schutz von Wasservogelarten der gesamten afrikanisch-eurasischen Zugwege vor. Es schützt insbesondere die wandernden Wasservogelarten, die zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten weite Strecken zurücklegen müssen und bei diesen Wanderungen sowie in den Gebieten selbst Gefährdungen unterliegen.

Abkommen zum Schutz der Kleinwale in Nord- und Ostsee (ASCOBANS)

In dem 1992 geschlossenen Abkommen verpflichten sich die Mitgliedstaaten, für Zahnwale mit Ausnahme des Pottwals Maßnahmen zum Schutz der Populationen und zur Verbesserung ihrer Lebensbedingungen zu schaffen. Dazu zählen neben Maßnahmen zur Erhaltung von Lebensräumen und zum Habitatmanagement auch die Erforschung der Arten sowie ein Monitoring u.a. von Beifängen.

Richtlinie für die Gestaltung, Kennzeichnung und Betrieb von Offshore-Windparks

Ziel dieser Richtlinie, die von den Wasser- und Schifffahrtsdirektionen Nord und Nordwest sowie der Fachstelle der WSV für Verkehrstechniken herausgegeben wird, ist es, die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs aufrecht zu erhalten. In der Richtlinie werden u.a. die erforderliche Kennzeichnung der WEA durch Anstriche und nächtliche Befeuerung festgelegt.

4. Beschreibung des Vorhabens

Die Sandbank 24 GmbH & Co KG plant den Bau und den Betrieb von 7 Windpark-Clustern mit maximal 980 Windenergieanlagen (WEA). Das Vorhaben ist in eine Pilotphase und mehrere Ausbauphasen aufgeteilt. Die folgenden Ausführungen zum Vorhaben beziehen sich ausschließlich auf die geplante Pilotphase. Sämtliche Ausbauphasen sind nicht Teil des derzeitigen Antrages auf Genehmigung (gemäß §2 der Seeanlagenverordnung) und somit auch nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

4.1 Geprüfte Alternativen und Kriterien für die Standortauswahl

Die folgenden Erläuterungen zur Standortauswahl und zu den geprüften Alternativen wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

Die Energieerzeugung mit Offshore-Windenergieanlagen kann und soll gemäß der Strategie der Bundesregierung einen wichtigen Beitrag zur zukünftigen Energie- und Klimapolitik der Bundesrepublik leisten. Denn bis 2010 will die Bundesregierung den Anteil der erneuerbaren Energien am Energieverbrauch verdoppeln - bis Mitte des Jahrhunderts soll die Hälfte des Energieverbrauchs aus erneuerbaren Energien gedeckt werden.

Die hohen durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten auf dem Meer versprechen enorme Energiepotenziale. Mit der Weiterentwicklung der Windenergieanlagen zu den Multi-Megawatt-Anlagen, deren Vorläufer sich Onshore und in ersten Pilotprojekten in Dänemark Offshore als sehr zuverlässig und kostengünstig erwiesen haben, lassen sich diese Potenziale erschließen.

Die für größere Windparks in Frage kommenden Flächen sollten wegen der großen Bedeutung der Naturschutzgebiete und nicht zuletzt der Interessen des Tourismus relativ fern von den Küsten liegen. Die intensive Nutzung der Nordsee durch Schifffahrt, Fischerei oder Marine beschränkt zusätzlich die konfliktfreien Möglichkeiten.

Vor diesem Hintergrund haben wir – unter der Prämisse „Hinter dem Horizont“ - umfangreiche Voruntersuchungen zu möglichen Entwicklungsgebieten Offshore durchgeführt. International verfügbare Datenbanken zur Häufigkeit und räumlichen Verteilung der Seevögel in und um die potenziellen Windparkplanungsgebiete haben die Gebietsfindung des Antragsgebietes Sandbank24 letztlich abgerundet.

Die sorgfältige Auswahl des Standortes wurde im Jahr 2002 mit der Darstellung als „Erwartungsfläche für Eignungsgebiete“ in der Karte „Potenzielle Eignungsflächen und Erwartungsflächen für Eignungsgebiete zur Windenergienutzung in der AWZ (Nordsee)“ durch die Bundesregierung bestätigt (www.bmu.de).

4.2 Lage und Größe des Pilotgebietes

Das Pilotgebiet Sandbank 24 liegt im nordwestlichen Teil der Deutschen Bucht, ca. 100 km westlich der Insel Sylt. Nördlich grenzt das Pilotgebiet an die Grenze der Ausschließlichen Wirtschaftszone der Bundesrepublik Deutschland (AWZ), die südliche Grenze befindet sich rd. 6 km nördlich des 55. Breitengrades. Die Lage des Pilotgebietes im räumlichen Zusammenhang zeigt Abb. 1.

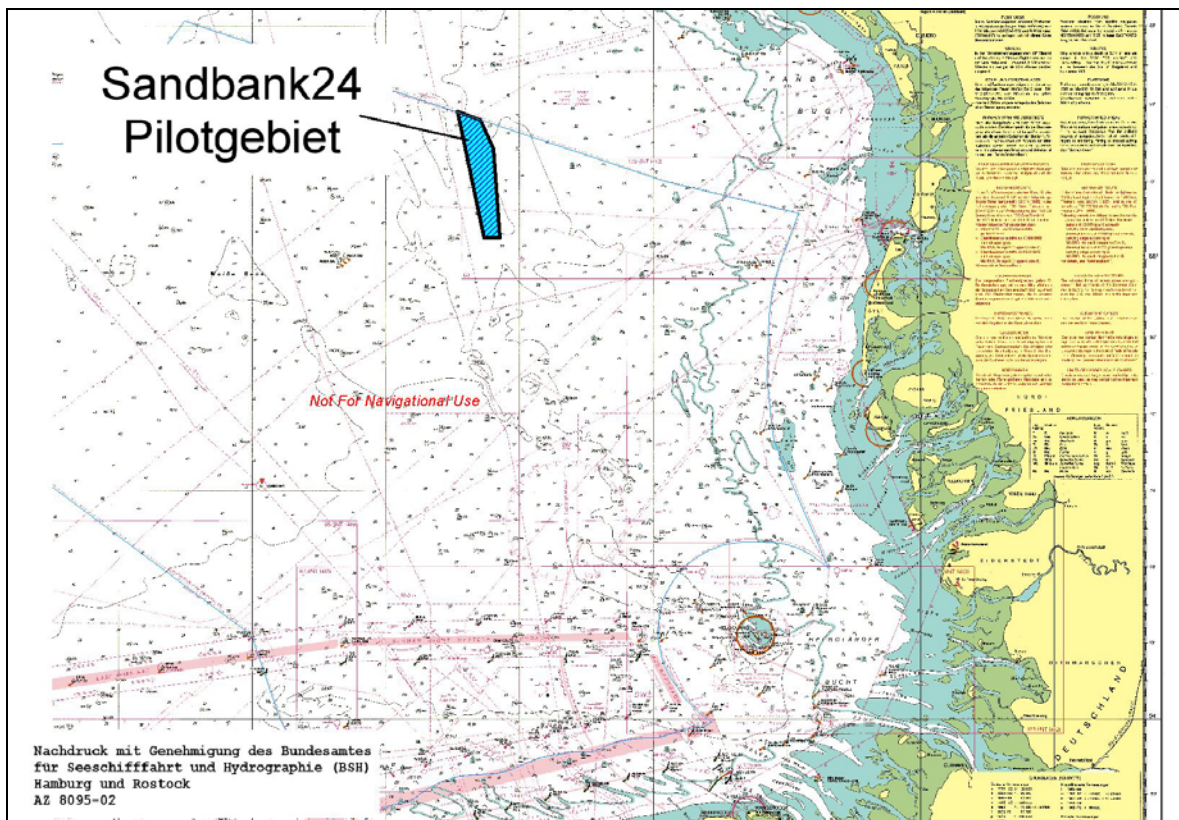


Abb. 1: Übersicht über die Lage des Pilotgebietes Sandbank 24.

Innerhalb des Pilotgebietes sollen Bau und Betrieb von insgesamt 120 WEA realisiert werden. Die Anlagen werden in einem gleichmäßigen Raster aufgestellt, der Abstand der einzelnen Anlagen untereinander beträgt jeweils 1.000 m. Das Aufstellungsmuster der Anlagen zeigt Abb. 2. Das Pilotgebiet befindet sich im Bereich der 30 m-Tiefenlinie, innerhalb des Gebietes variieren die Tiefen zwischen 25 und 34 m.

Die Gesamtfläche des Pilotgebietes beträgt 156 km². Die eigentliche Windparkfläche ist gegenüber der Gesamtfläche des Pilotgebietes reduziert. Werden alle außen liegenden WEA miteinander verbunden und die innenliegende Fläche berechnet, ergibt sich eine Flächengröße von 103 km². Die Reduzierung der Flächengröße resultiert im Wesentlichen aus einem Nutzungsverzicht im nördlichen Teil sowie der Gewährung eines Durchfahrtsgebietes im südlichen Teil des Pilotgebietes. Die Definition der jeweiligen Flächengrößen sowie die Koordinaten der Eckpunkte des Pilotgebietes zeigt Abb. 2.

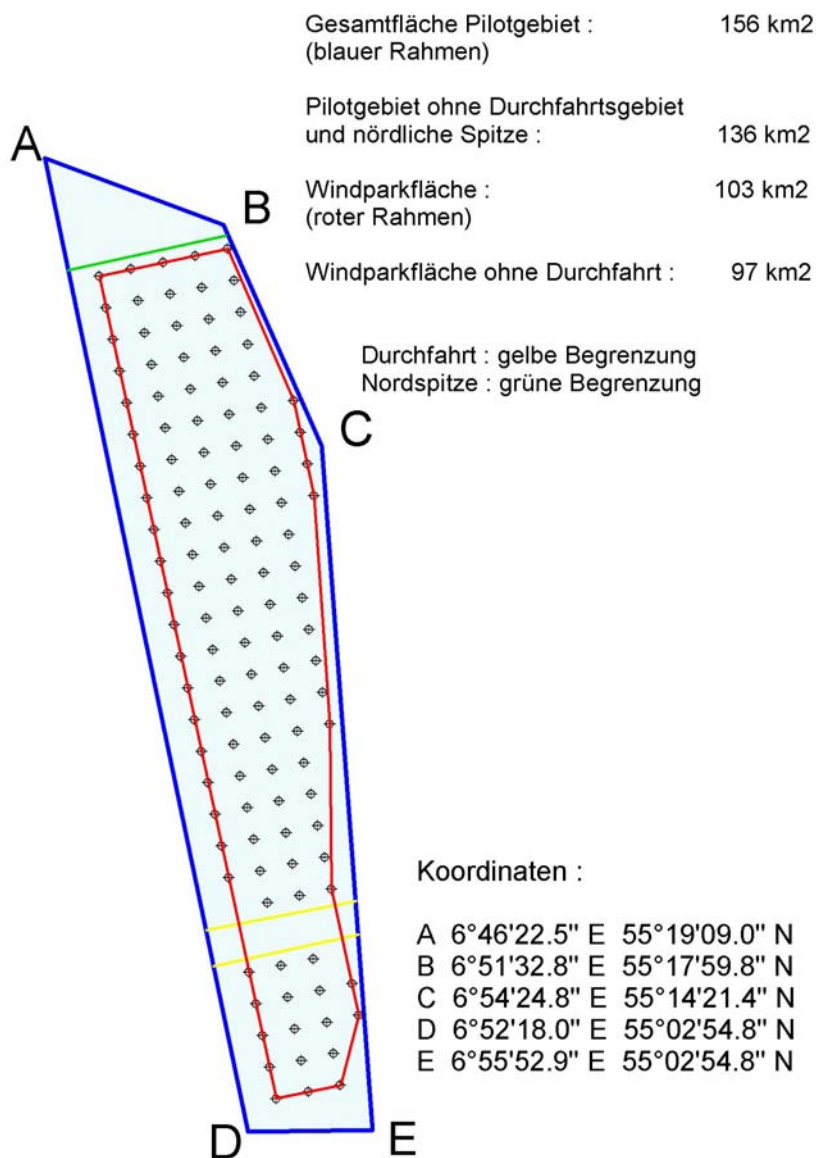


Abb. 2: Flächengrößen für das Pilotgebiet und Angaben zum geplanten Aufstellungsmuster der WEA.

4.3 Beschreibung der technischen Kenndaten

Nachfolgend werden die wesentlichen technischen Kenndaten des Vorhabens beschrieben. Diese bilden, neben der Kenntnis über die abiotischen und biotischen Strukturen im Pilotgebiet, die Grundlage für die Auswirkungsprognose der vorliegenden Umweltverträglichkeitsstudie (UVS).

4.3.1 Windenergieanlagen (WEA)

Geplant ist die Errichtung von 120 WEA mit einer Nennleistung von 3,0 – 3,6 MW. Ein konkreter Anlagentyp ist zum derzeitigen Planungsstand noch nicht festgelegt. Als potenzielle Anlagentypen sind die Vestas V90 (3,0 MW), die GE 3,6 MW (Offshore) und die AN Windenergie (3,5 MW) in der engeren Auswahl. Alle drei Anlagentypen sind z.Zt. noch nicht verfügbar. Die unterschiedlichen Anlagenkonfigurationen zeigt Tab. 2. Da die Anlagentypen in ihren Ausstattungsmerkmalen z.T. voneinander abweichen, wird im Rahmen der vorliegenden UVS der jeweils ungünstigste Fall (worst case) betrachtet.

Tab. 2: mögliche Anlagenkonfiguration der betrachteten Windenergieanlagen (WEA).

	Vestas V90	GE (Offshore)	AN Windenergie
Höhe / Leistung			
Nennleistung	3,0 MW	3,6 MW	3,5 MW
Gesamthöhe	125 m	130 m	131 m
Nabenhöhe über SKN	80 m	80 m	80 m
Mast			
Material	Stahlrohr (konisch)	Stahlrohr (konisch)	Stahlrohr (konisch)
Durchmesser	Unten: 4,50 m Oben: 4,20 m	Unten: 5,50 m Oben: 3,40 m	Unten: 5,00 m Oben: 2,50 m
Korrosionsschutz	Beschichtungssystem nach ISO 12944-2	Beschichtungssystem nach ISO 12944-2	Beschichtungssystem nach ISO 12944-2
Antifouling- Anstrich	nein	nein	nein
Farbgebung	RAL 7035	RAL 9018	RAL 7035
Rotor			
Material	glasfaserverstärktes Epoxid mit Kohlenstofffasern	glasfaserverstärktes Epoxidharz	Epoxid / Holz
Blattzahl	3	3	3
Rotordurchmesser	90 m	100 m	102 m
Rotorkreisfläche	6.392 m ²	7854 m ²	8.171 m ²
Flügelfläche eines Flügels	rd. 200 m ²	k.A.	k.A.

4.3.2 Fundamente

Die Art des Fundaments ist abhängig vom Baugrund am Standort. Da eine Baugrunduntersuchung z.Zt. noch nicht vorliegt, ist die Nutzung von Tripod-Fundament-Konstruktionen oder alternativ von Monopiles möglich. Im Rahmen der vorliegenden UVS werden beide Varianten vergleichend betrachtet. Bedingt durch die hydrologischen Gegebenheiten am Standort (Wassertiefe, Seegang,

etc.) wird eine Verwendung von Schwerkraftfundamenten ausgeschlossen. Gründungstechniken die sich derzeit noch in der Entwicklungsphase befinden (z.B. schwimmende Fundamente) sind ebenfalls nicht Gegenstand der vorliegenden Studie, werden aber für die weitere Projektplanung nicht ausgeschlossen.

Tripod-Fundament-Konstruktion

Bei dem Tripod handelt es sich um ein dreibeiniges Stativ, das den Turm der WEA seitlich stützt. Die oberen Enden der drei „Stativbeine“ sind dabei an einem Mittelrohr (Turm) befestigt, welches oberhalb der Wasserlinie mit dem Mast verbunden wird. Die unteren Enden münden in Rohrstützen, die sich auf dem Meeresboden befinden und Ausgangspunkt für die Lagerung der gesamten Struktur sind. Innerhalb der Rohrstützen befindet sich jeweils ein weiteres Rohr (Pile) mit kleinerem Durchmesser, das mindestens 20 m tief in den Meeresboden eingebracht wird und somit die gesamte Anlage im Baugrund verankert. Der untere Teil des Turms, die Rohrstützen und die in den Meeresboden eingebrachten Piles werden aus statischen und schalltechnischen Gründen mit Beton ausgefüllt. Die Ausgestaltung einer Tripod-Fundament-Konstruktion zeigt Abb. 3. Daraus abgeleitet sind in Tab. 3 die Grundfläche sowie die Gesamtoberfläche eines einzelnen Tripods ermittelt.

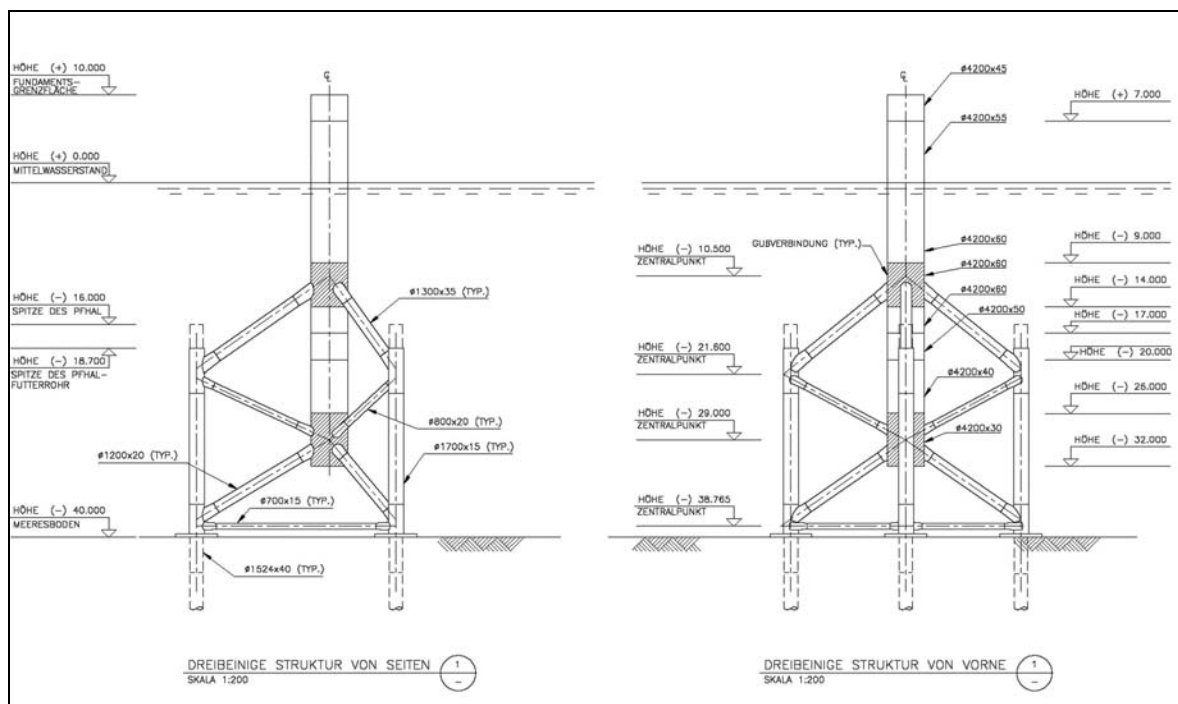


Abb. 3: Tripod-Fundament exemplarisch (Quelle: Vestas).

Tab. 3: Angaben zu Grund- und Oberfläche der Tripod-Fundament-Konstruktion.

	Tripod-Fundament-Konstruktion	Pilotgebiet gesamt (120 WEA)
Grundfläche am Meeresboden (Bodenflansch)	ca. 60 m ²	ca. 0,72 ha
Gesamtoberfläche im Unterwasserbereich	ca. 1.600 m ²	ca. 19,2 ha

Monopile

Diese Gründung besteht aus einem einzelnen Stahlrohr, das lotrecht mindestens 20 m tief in den Untergrund eingebracht wird. Um eventuelle Schief lagen auszugleichen, wird über das aus dem Wasser ragende Ende ein Ausgleichsstück gesetzt, das mit dem Monopile über schnellhärtenden Beton verbunden wird. Dieser Adapter trägt die Vorrichtung zur Montage des Mastes. Pfahllänge und Durchmesser sind standortspezifisch und können erst nach den Aufschlussgründungen abschließend dimensioniert werden. Analog zu den angegebenen Mastdurchmessern von 4,50 – 5,50 m (s. Kap. 4.3.1) wird im Rahmen der vorliegenden Studie der Durchmesser eines Monopiles mit 5,50 m beziffert (worst case). Das Ausmaß von Grund- und Oberfläche im Unterwasserbereich zeigt Tab. 4.

Tab. 4: Angaben zu Grund- und Oberfläche für ein Monopile-Fundament.

	Monopile-Fundament	Pilotgebiet gesamt (120 WEA)
Grundfläche am Meeresboden	ca. 23,75 m ²	ca. 0,29 ha
Gesamtoberfläche im Unterwasserbereich	ca. 690 m ²	ca. 8,3 ha

4.3.3 Kolkschutz

Radial um die Gründungsbauwerke ist ein Kolkschutz vorgesehen. Dies gilt für den Einsatz von Tripods und Monopiles gleichermaßen. Der Kolkschutz soll strömungsbedingte Auswaschungen des Sedimentes im unmittelbaren Umfeld der Anlagen verhindern und somit eine Verminderung der Einbindelänge des Pfahles unterbinden. Der Kolkschutz wird aus Wasserbausteinen hergestellt und radial um die einzelnen Gründungsbauwerke angeordnet. Das Flächenausmaß des Kolkschutzes beträgt

- bei Einsatz des Tripods rd. 148 m² pro Gründungsbauwerk und somit 450 m² pro Tripod (Pilotgebiet gesamt = ca. 5,4 ha)
- und bei einem Einsatz von Monopiles jeweils rd. 570 m² (Pilotgebiet gesamt = ca. 6,8 ha).

4.3.4 Parkinterne Verkabelung

Die durch die Rotation der WEA erzeugte Energie wird mittels Generator in elektrische Energie umgewandelt. In jeder WEA befindet sich ein Transformator, der den erzeugten Strom auf die Mittelspannungsebene (MS) von ca. 33 Kilovolt (kV) anhebt.

Die WEA werden mittels MS-Seekabel miteinander verknüpft und führen sternförmig zum zentral im Pilotgebiet positionierten Umspannwerk. Aus der geplanten Verlegung der parkinternen Verkabelung resultiert eine Gesamtstreckenlänge von ca. 145 km. Die Verlegetiefe wird rd. 1 m unter der Meeresbodenoberfläche betragen. Die Lage der Kabel im Pilotgebiet zeigt Abb. 4.

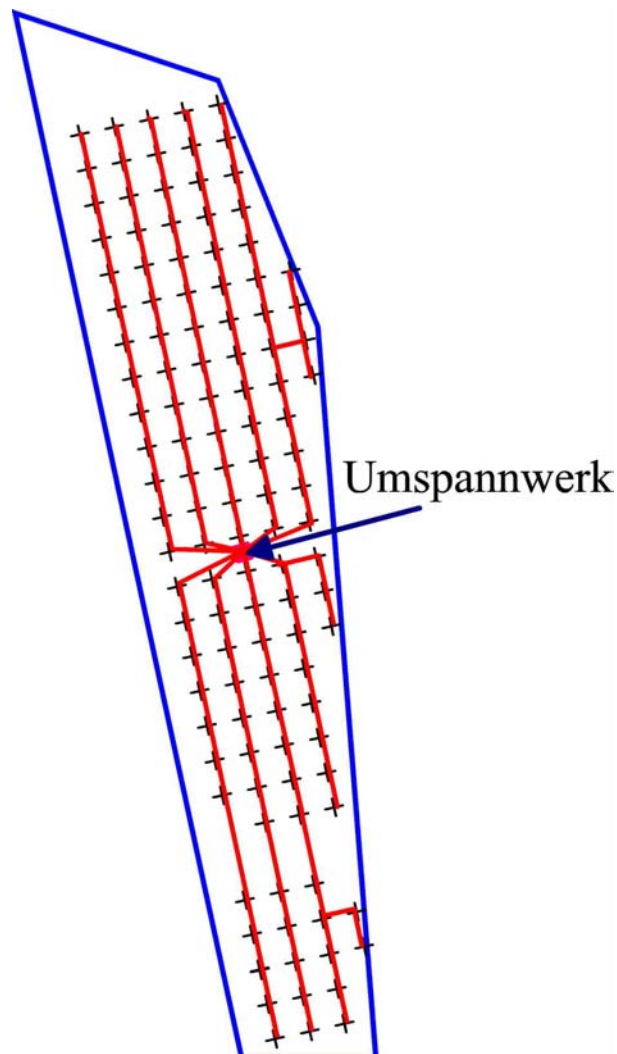


Abb. 4: Lageplan der parkinternen Verkabelung und Position des Umspannwerkes.

4.3.5 Umspannwerk

Das Umspannwerk ist zentral in der Mitte des Pilotgebietes positioniert. Hier werden die einzelnen Kabelstränge zusammengeführt und die Spannungsebene von Mittelspannung auf Hochspannung umgewandelt. Das Umspannwerk wird mit gasisolierter Anlagentechnik vollständig gekapselt und elektrisch von Umwelteinflüssen unabhängig sein. Das Umspannwerk ist mit 25 m (Länge) x 25 m (Breite) x 40 m (Höhe) bemessen.

4.3.6 Netzanbindung

Die Ableitung des innerhalb des Windparks produzierten Stromes (Netzanbindung) soll mittels HGÜ-Kabeltechnik erfolgen. Als Anlandepunkt ist derzeit Brunsbüttel vorgesehen. Die technische Ausgestaltung des Kabel, Verlegetechnik, Verlegezeitraum und Verlegetrasse sind derzeit noch nicht festgelegt und Bestandteil eines gesonderten Verfahrens.

4.3.7 Kennzeichnung des Windpark

Der Windpark ist während der Bauphase und des Betriebes durch Schifffahrtszeichen und Farbgebung zu kennzeichnen. Die Kennzeichnung erfolgt nach den geltenden Richtlinien für die Gestaltung, Kennzeichnung und Betrieb von Offshore-Windparks (WSD 2002).

Gekennzeichnet werden die auf den Eckpositionen des Windparks stehenden WEA sowie die Außenreihen der WEA:

- Für die Tageskennzeichnung werden die Anlagen ab der mittleren Hochwasserlinie bis 15 m oberhalb mit einem gelben Anstrich versehen.
- Für das sichere Erkennen bei eingeschränkter Sicht und Nacht werden die WEA mit Anstrahlleuchten ausgestattet. Diese werden oberhalb der Farbkennzeichnung angebracht und strahlen von dort den Schaft der WEA im Bereich der Farbgebung „gelb“ an. WEA an den Eckpunkten werden mit 3 Anstrahlleuchten, an Richtungsänderungen mit 2 Anstrahlleuchten und im geraden Verlauf mit 1 Anstrahlleuchte ausgerüstet.
- Anstrich, Anstrahlleuchte und Seezeichenlaterne werden durch die Rotorblätter nicht verdeckt, sie werden unterhalb des von den Rotorblättern beschriebenen Bogens angebracht.
- Für die Nachtkennzeichnung werden die WEA mit Laternen gemäß den IALA-Vorgaben markiert. Die Laternen werden so angeordnet, dass mindestens eine Laterne aus jeder möglichen Richtung erkannt werden kann (Bestückung der WEA an Eckpunkten mit 3 Laternen, an Richtungsänderungen mit 2 Laternen und im geraden Verlauf der Außenlinie mit 1 Laterne). Diese Laternen werden oberhalb von Anstrich und Anstrahlleuchten angebracht. Die Lichtfarbe ist „gelb“. Der vertikale Anstrahlungswinkel der Laterne wird so gewählt, dass im Abstand von 500 m (Sicherheitsabstand) der WEA Beobachter mit einer Augenhöhe von 3 – 35 m das Licht mit Kennung sicher erkennen können. Die Lichtstärke wird so groß sein, dass bei Normalsichtweite ein Erkennen der Lichterscheinung mit Kennung über eine Entfernung von 5 sm möglich ist.

Die Anstrahlleuchten laufen synchron und werden bei Sichtweiten unter 1000 m und 1 Stunde vor Sonnenuntergang und 1 Stunde nach Sonnenaufgang automatisch ein- und ausgeschaltet werden.

- Zur Flugsicherung sind zwei parallel blinkende rote Hindernislampen an jeder WEA (vorzugsweise nach oben gerichtet) vorgesehen.

4.4 Beschreibung der betriebsbedingten Merkmale

Differenziert nach den drei potenziellen Anlagentypen (s. Kap. 1.2.1) sind in Tab. 5 die wesentlichen betriebsbedingten Merkmale der Anlagen zusammengefasst.

Tab. 5: Technische Daten zu den potenziellen WEA. K.A.= keine Angaben.

	Vestas V90	GE (Offshore)	AN Windenergie
Anlaufgeschwindigkeit	ca. 4 m/s (3 Bft.)	ca. 3,5 m/s	ca. 3 m/s
Anzahl der Umdrehungen/min bei 6 Bft. (10,8-13,8 m/s)	Variable Drehzahl Betriebsintervall: 9-19 U/min	Variable Drehzahl	14 U/min
Anzahl der Umdrehungen/min bei 7 Bft. (>13,8 m/s)	Variable Drehzahl Betriebsintervall: 9-19 U/min	Variable Drehzahl	14 U/min
Anzahl der Umdrehungen/min bei Volllast	19 U/min	8,5-15,3 U/min	14 U/min
Windgeschwindigkeit, die zum Abschalten der Anlagen führt	25 m/s (10 Bft.)	25 m/s	25 m/s
Zeit bis zum Stillstand der Rotoren	Stop: ca. 30 sec. Automatischer Notstop: ca. 20 sec. Manueller Notstop: ca. 5-10 sec.	wenige Sekunden	Ca. 5 sec.
Schallleistungspegel der WEA	106,3 dB(A) bei 10 m/s (+/- 2 dB (A))	109 db(A)	k.A.

Parkinterne Verkabelung

Die Drehstromkabel der parkinternen Verkabelung emittieren aufgrund ihrer äußeren Schirmung keine elektrischen Felder. Das Entstehen von Magnetfeldern ist auch durch Schirmung nicht zu verhindern. Durch die Bündelung/Verseilung wird sich das elektromagnetische Feld jedoch größtenteils aufheben. Bei einer Einspültiefe von 1 m ist nach Angaben des Vorhabenträgers von einer magnetischen Induktion unter 10 μ T auszugehen, so dass das entstehende Feld an der Meeresbodenoberfläche bereits deutlich geringer sein wird als das natürliche Erdmagnetfeld (ca. 50 μ T).

Durch den Widerstand des Kabelinnenleiters kommt es während des Stromtransportes zu Energieverlusten, die als Wärme radial vom Kabelinnenleiter abgeleitet werden. In der Folge kommt es an der Kabeloberfläche zu einer Erwärmung, die sich im Sediment bzw. im umgebenden Porenwasser fortsetzt. Eine Modellierung zur Entwicklung der Temperaturen im Bereich der Kabel wurde nicht vorgenommen. Nach Angaben des Vorhabenträgers ist aber davon auszugehen, dass sich die Verlustleistungen der Kabel in einem Bereich von 30-60 W/m bewegen. Die Verbreitung in das umgebende Sediment richtet sich dann v.a. nach den thermischen Widerständen des Sediments im Gebiet. Die Leitertemperatur eines Seekabels kann unter voller Belastung 50° C erreichen. Durch die Isolierungen der Kabel wird die o.a. Leitertemperatur nicht in vollem Umfang nach außen abgeführt, es ist von einer Reduzierung um rd. 20% auszugehen (Temperaturunterschied Leiter/Außenmantel ca. 10 bis 15 K). Bei einer geringeren Auslastung der Kabel als Vollast sind auch die Stromwärmeverluste an der Kabeloberfläche geringer. Unter Berücksichtigung der im Windpark vorherrschenden Windgeschwindigkeitsverteilung beträgt der Zeitraum, in dem die Windenergieanlagen ihre Nennleistung abgeben können, rund 20 Prozent der Betriebsdauer. Entsprechend liegt der Anteil der Zeiten mit Vollast des Kabels bei ca. 20%. Es ist jedoch anzumerken, dass jeweils 5 WEA in Reihe auf ein Kabel eines bestimmten Querschnittes geschaltet werden, bevor ein anderer Querschnitt gewählt wird. Somit werden die Vollastbedingungen innerhalb der parkinternen Verkabelung jeweils im Bereich der fünften Anlage einer Reihenschaltung erreicht. Zwischen der ersten und der vierten Anlage einer Reihe wird der Vollastfall aufgrund der gewählten Kabelquerschnitte nicht erreicht. Abgeschätzt ergibt sich bei Nennlastbetrieb der WEA (Maximalleistung) eine durchschnittliche Belastung der Kabel von ca. 70% der Nennlast (25% bis 100%, je nach Kabelabschnitt) (Planungsgemeinschaft, Pahlke; schriftl. 2003).

Wartung

Der Wartungsrhythmus wird in den ersten 1-2 Jahren wahrscheinlich 2 x pro Jahr betragen. Im Anschluss an diese Startphase wird ein Wartungsrhythmus von 1 x pro Jahr angestrebt. Die Dauer bis zum Eintreffen des Wartungspersonals ist von den Witterungsbedingungen abhängig. Bei optimalen Bedingungen kann ein Service-Team nach 1-1,5 Stunden mit dem Helikopter auf der Heli-Hoist-Plattform abgesetzt werden. Das Wartungspersonal kann vorübergehend auf der Umspannplattform untergebracht werden.

4.5 Beschreibung der baubedingten Merkmale

Windenergieanlagen

Soweit möglich erfolgt eine Vormontage der WEA im Basishafen. Die Anlagenbauteile werden anschließend auf Schiffe und Barge verladen und zum Pilotgebiet transportiert. Das Aufstellen und Montieren der Anlagenbauteile am Standort wird mittels Hubinseln oder selbstfahrenden Hubschiffen realisiert. Für den Aufbau einer einzelnen WEA wird ein Zeitraum von ca. 2 Tagen kalkuliert. Die Gesamtbauzeit ist mit rd. 12 Monaten veranschlagt.

Fundamente

Es ist davon auszugehen, dass die Fundamente in den Meeresboden gerammt werden. Da es zum derzeitigen Planungsstand noch nicht möglich ist, sich auf ein konkretes Rammverfahren festzulegen, ist zwischen dem Impulsrammverfahren und dem Vibrationsrammverfahren zu differenzieren. Bei beiden Verfahren erfolgt das Rammen von einer Hubinsel aus.

Bei dem Impulsrammverfahren wird ein Hammer auf die Gründungspfähle aufgesetzt und treibt diese mit periodischen Schlägen in den Untergrund. Beim Vibrationsrammverfahren werden die Gründungspfähle mit hoch-frequenten Schlägen einer konstanten Frequenz in den Untergrund getrieben. Typische Vibrationsrammen arbeiten im Bereich von 10 bis 30 Impulsen pro Sekunde.

Das Einbringen der Fundamente führt zu Schallemissionen unterschiedlicher Frequenzcharakteristik. Während eines Rammvorgangs wird Schall in Frequenzbereichen zwischen 4 Hz und 20 kHz emittiert. Der maximale Schallleistungspegel wird bei einer Frequenz von 250 Hz erreicht. In 30 m Entfernung von der Baumaßnahme können dann für jeweils kurze Zeiträume (wenige Sekunden) Schallpegel > 200 dB(A) erreicht werden. Der durchschnittliche Schallleistungspegel beträgt während der Rammarbeiten zwischen 150 und 160 dB(A) (DEWI 2003).

Die Angaben zu den Schallleistungspegeln beziehen sich ausschließlich auf das Impulsrammverfahren. Bei dem Vibrationsrammverfahren sind die Schallemissionen gegenüber dem Impulsrammverfahren reduziert.

Parkinterne Verkabelung

Die parkinterne Verkabelung des Pilotgebietes wird ca. 1 m tief in den Meeresboden eingespült. Das Einspülen erfolgt mit einem speziellen Spülgerät. Dieses operiert, von einem Versorgungsschiff unterstützt, als selbstfahrende Einheit. Über ein Spülschwert wird das Sediment unter dem abgelegten Kabel durch das Einblasen von Umgebungswasser mit geringem Druck (14 bar) fluidisiert und dann durch entsprechend gerichtete Jet-Strahlen (40 bar) auf die Rückseite des Geräts transportiert. Das Kabel sinkt unterhalb der selbstfahrenden Einheit durch sein Eigengewicht ab, bevor unmittelbar hinter dem Gerät die Rückverfüllung des Grabens durch die Sedimentation des fluidisierten Materials beginnt. Je nach Sediment und den Strömungsverhältnissen am jeweiligen Standort beträgt der Grad der unmittelbaren Rückverfüllung 30 bis 90 %. Das selbstfahrende, ferngesteuerte Gerät hat eine Arbeitsbreite von 4,5 m. Die entstehende Grabenbreite ist vom Durchmesser der Kabel, von der Verlegetiefe und dem Sediment abhängig und wird pessimal mit 0,8 m pro Kabel angenommen.

Versorgungshafen

Ein Versorgungshafen ist derzeit noch nicht festgelegt. Bezüglich der Kajeplätze, Lagerflächen, Infrastruktur, etc. sollen ausschließlich vorhandene Kapazitäten genutzt werden. Ausbaumaßnahmen o.ä. sind nicht vorgesehen.

Rückbau

Der Windpark wird für eine Lebensdauer von mindestens 25 Jahren projektiert. Die genaue Lebensdauer hängt von verschiedenen Faktoren wie Zustand, Wartungsaufwand und Energiekosten ab. Es wird davon ausgegangen, dass die Anlagen eine Lebenserwartung von mindestens 25 Jahren haben. Bei entsprechender Wartung und technischer Erneuerung kann der Betrieb auch erheblich länger sein.

Für den Rückbau werden die Windenergieanlagen zerlegt und abtransportiert. Die Stahlkonstruktionen der Fundamente werden am Meeresboden abgetrennt. Um spätere Freispülungen zu vermeiden geschieht dies vorzugsweise im Bereich einer schwer erodierbaren Sedimentschicht. Die Fundamente werden ebenso wie die Anlagen an Land transportiert und entsorgt. Soweit möglich werden die Anlagenteile der Wiederverwertung zugeführt. Während des Rückbaus wird auf die Belange der Meeresumwelt Rücksicht genommen, Bodenstrukturen werden nicht unnötig beschädigt. Allerdings ist vor Abbau zu prüfen, in wie weit sich die Fundamente oder Fundamentteile positiv auf die Habitatstrukturen am Standort auswirken und ein vollständiger Rückbau zu einem Habitatverlust führen würde. Ein Rückbau der parkinternen Verkabelung ist in der Kalkulation der Rückbaukosten vorgesehen. Die Notwendigkeit eines Rückbaus der parkinternen Verkabelung sollte jedoch auch unter Berücksichtigung der Belange der Meeresumwelt geprüft werden.

4.6 Zeitplan

Für die Realisierung der Pilotphase des OWP Sandbank 24 ergibt sich, resultierend aus dem bisherigen Verfahrensablauf derzeit folgender Zeitplan:

Beginn der Bauarbeit in der Pilotfläche	Oktober 2004
Beginn der Inbetriebnahmen	August 2005
Regelbetrieb aller WEA der Pilotphase	Dezember 2006

Grundsätzlich soll ganzjährig und ganztägig gebaut werden. Aufgrund der zumeist ungünstigen Witterungsbedingungen in den Wintermonaten ist jedoch davon auszugehen, dass die Bauarbeiten hauptsächlich zwischen den Monaten März und September stattfinden werden.

4.7 Wirkfaktoren

Die Empfindlichkeit der Schutzgüter und Nutzungen gegenüber dem geplanten Offshore-Windpark wird entsprechend den Ausführungen in Kap. 2 hinsichtlich der bau-, anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen beurteilt. Grundlage für die Ableitung der Auswirkungen ist die Kenntnis derjenigen Faktoren, die bau-, anlage- und betriebsbedingt auf die Schutzgüter wirken können (Wirkfaktoren).

In den nachfolgenden Tabellen werden die Wirkfaktoren, die zum gegenwärtigen Kenntnisstand durch den geplanten OWP auftreten können, aufgeführt. Die Ableitung der Wirkfaktoren erfolgt differenziert für bau-, anlage- und betriebsbedingte Wirkungen. Eine Quantifizierung erfolgt soweit möglich in den jeweiligen Auswirkungskapiteln. Die Beurteilung von Kollisionsrisiken der Schifffahrt mit dem geplanten OWP erfolgt im Rahmen einer Risikoanalyse des Germanischen Lloyd (GERMANISCHER LLOYD 2003) und ist nicht Gegenstand der vorliegenden UVS.

Tab. 6: Übersicht über die baubedingten Wirkfaktoren.

Baumaßnahme und Wirkfaktor
1. Baubetrieb allgemein
• erhöhter Schiffsverkehr und Bautätigkeit mit Geräuschemissionen durch Baugeräte (Schiffe, Kräne, sonstige Fahrzeuge) • visuelle Unruhe durch Baugeräte und –betrieb (Schiffe, Kräne, sonstige Fahrzeuge) • Handhabungsverluste • Schadstoff- und CO₂-Emission • Sicherheitszone mit Nutzungs- und Befahrungsverbot • Baustellenbeleuchtung • Flächen- und Raumverbrauch durch die Baustelle
2. Erstellung Fundamente mit Kolkschutz
• Geräuschemissionen durch Rammarbeiten (Impulsramme, Vibrationsramme) • Vibrationen durch Rammarbeiten (Impulsramme, Vibrationsramme) • direkte Störung oberflächennaher Sedimente • Verdichtung oberflächennaher Sedimente • Resuspension von Sediment • Erhöhung oder Reduzierung der Sedimentation • Bildung von Trübungsfahnen • Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen
3. Errichtung WEA und Umspannwerk
• Geräuschemissionen durch Bauarbeiten • Vibrationen durch Bauarbeiten
4. Verlegung der Kabel innerhalb des WP
• Direkte Störung oberflächennaher Sedimente • Resuspension von Sediment • Bildung von Trübungsfahnen • Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen • Erhöhung oder Reduzierung der Sedimentation • Veränderung der Morphologie/Sedimentstruktur

Tab. 7: Übersicht über die anlagebedingten Wirkfaktoren.

Anlagenkomponente und Wirkfaktor
1. Windpark allgemein, Sicherheitszone
• Sicherheitszone mit Nutzungs- und Befahrungsverbot • Befeuerung der peripheren Anlagen
2. Fundamente, Kolkschutz und Umspannwerk (bis Wasseroberfläche)
• Flächenversiegelung und Raumverbrauch • Einbringung von Hartsubstrat Unterwasser (Fundament und Kolkschutz) • Veränderung der Morphologie • Erhöhung organischer Substanz • Hindernis im Wasserkörper mit a) Veränderung des Strömungsregimes b) Veränderung des Wellenfeldes
3. Umspannwerk, Mast und Gondel (oberhalb Wasseroberfläche)
• Hindernis im Luftraum • Sichtbarkeit im Luftraum (Beleuchtung und Farbgebung)
4. Rotor
• siehe Punkt 3.

Tab. 8: Übersicht über die betriebsbedingten Wirkfaktoren.

Betriebskomponente und Wirkfaktoren
1. Umspannwerk, Fundament und Mast
• Geräuschemission • Vibrationen • Schattenwurf • Hindernis im Luftraum
2. Rotor (drehend)
• Hindernis im Rotorbereich • Veränderungen des Windfeldes • Geräuschemission und Vibrationen • Schattenwurf • Lichtreflexionen • Visuelle Unruhe durch Drehbewegungen
3. parkinterne Verkabelung
• Erzeugung von Wärme • Erzeugung elektromagnetischer Felder
4. Wartungs- und Reparaturarbeiten (entsprechen weitgehend denen der baubedingten Wirkfaktoren)

5. Beschreibung der im Gebiet vorhandenen Nutzungen

Im Folgenden werden die wesentlichen Nutzungen im Umfeld des Pilotgebietes dargestellt.

Schifffahrt

Das Pilotgebiet liegt außerhalb der in den Seekarten ausgewiesenen Hauptschiffahrtsstraßen, Reeden oder Verkehrstrennungsgebieten. Das Gebiet wird jedoch durch Handelsschiffe genutzt. Eine Vorgabe hinsichtlich der Nutzung bestimmter Routen besteht nicht. Es ist aber davon auszugehen, dass Verbindungen zwischen zwei Häfen mit minimaler Wegstrecke bevorzugt werden.

Der GERMANISCHE LLOYD (2003) hat für die Erstellung der technischen Risikoanalyse zum geplanten OWP Sandbank 24 die Schiffsbewegungen im Bereich des Pilotgebietes ermittelt und daraus Schifffahrtsrouten rekonstruiert. Demnach kreuzen drei Routen das Pilotgebiet, eine weitere Schifffahrtsroute führt unmittelbar östlich am Pilotgebiet vorbei (Abb. 5). Die Zahl der jährlichen Schiffsbewegungen ist für das Pilotgebiet und das unmittelbare Umfeld mit 1.192 zu beziffern.

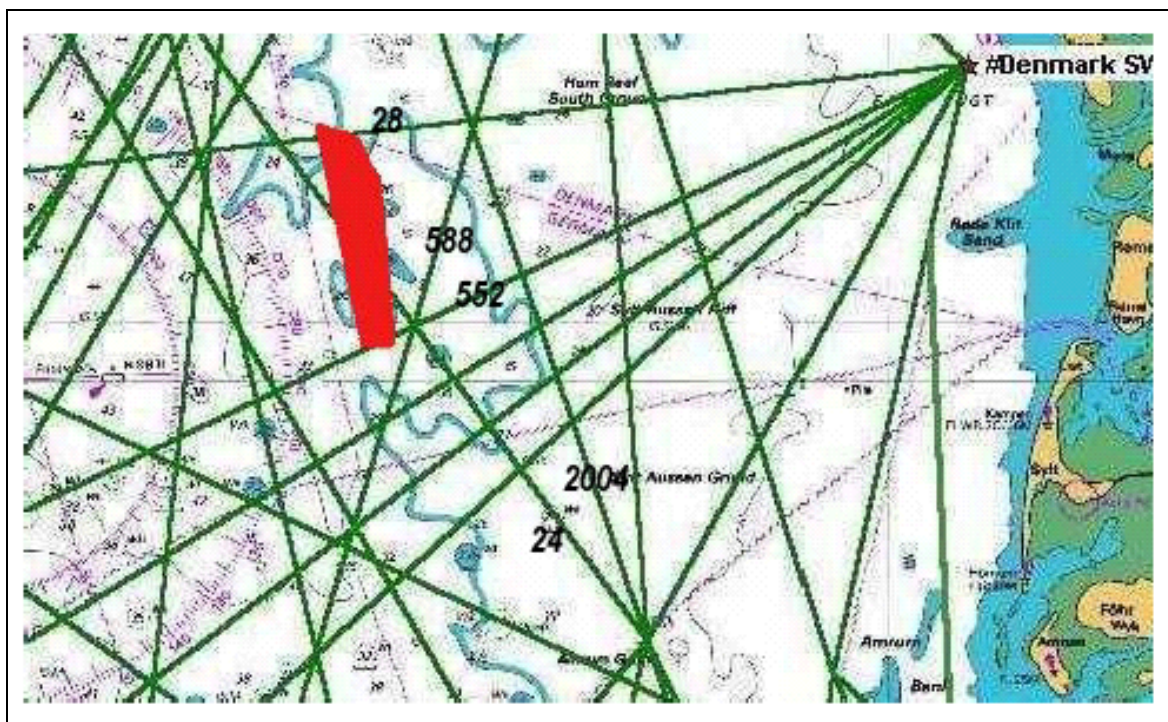


Abb. 5: Schifffahrtsrouten und jährliche Schiffsbewegungen in der Umgebung des Pilotgebietes (Quelle: GERMANISCHER LLOYD 2003).

Fischerei

Es ist davon auszugehen, dass das Pilotgebiet und alle angrenzenden Gebiete einer flächendeckenden fischereilichen Nutzung unterliegen. Dabei wird je nach Fangsaison und Verfügbarkeit der Zielarten überwiegend auf Kabeljau, Plattfische oder Speisekrabben gefischt. Angaben über den fischereilichen Aufwand innerhalb des Pilotgebietes liegen nicht vor, allerdings können die großräumigen Daten der ICES-Quadranten herangezogen werden. Das Pilotgebiet (156 km²) liegt innerhalb des Quadranten 39 F6 (ca. 3744 km²). In den Jahren 1998 bis 2000 lagen die Fangmengen für diesen Quadranten zwischen 451 und 753 t, wobei der Kabeljau im Vergleich zu den küstennäheren Quadranten eine größere Rolle spielt. Der Quadrant 39 F6 liegt sowohl in Bezug auf die Fangmengen als auch auf die Erlöse im oberen Drittel der untersuchten Quadranten. Für das Jahr 2000 liegen auch Daten zu den Krabbenfängen vor. In diesem Jahr wurden im Quadrant 39 F6 451 t gefangen, in der gesamten Deutschen Bucht 40.238 t. Die Bedeutung des Quadranten für die Krabbenfischerei ist somit vergleichsweise gering.

Tab. 9: Anteil der wichtigsten Fischarten an den Fängen im ICES-Quadranten 39 F6 im Vergleich zur gesamten Deutschen Bucht.

Jahr	Menge	davon:		Deutsche Bucht gesamt *	Erlös	Deutsche Bucht gesamt *
		Kabeljau	Scholle			
	[t]	[%]	[%]	[t]	[€]	[€]
1998	753	ca. 55 %	ca. 30 %	6.336	1.200.000	10.368.000
1999	722	ca. 55 %	ca. 30 %	4.469	1.200.000	13.174.000
2000	451 + 453 Krabben	ca. 20 %	ca. 40 %	3.659 + 40.238 Krabben	729.000	11.292.000
* 13 ICES-Quadranten						

Bodenschätze

Südlich des Pilotgebietes befindet sich ein Abbaugelände für Kies- und Sand. Die Südgrenze des Pilotgebietes wurde so angepasst, dass sich keine Überschneidungen ergeben. In einem Teil des Pilotgebietes sind Abbaurechte für Kohlenwasserstoffe an die MAERSK Öl- und Gas GmbH vergeben. Nach Auskunft des Oberbergamtes sind Aufsuchungen nach Kohlenwasserstoffen (geophysikalische Messungen) jedoch durch den großen Abstand der WEA von 1000 m auch innerhalb des Windparks möglich (schriftl. Mitteilung Landesbergamt Clausthal-Zellerfeld).

Militärische Nutzung

Das Pilotgebiet liegt nicht in Gebieten mit militärischer Nutzung. Südlich 55° nördlicher Breite grenzt ein Flugschießgebiet an (ED-D46), wobei Abstände von 500 m zwischen Windpark und Flugschießgebiet eingehalten werden.

Zivile Luftfahrt

Der geplante Standort liegt außerhalb ziviler Flugsondergebiete. Unregelmäßig wird das Pilotgebiet von Sportfliegern (z.T. unter 5000 Fuß) und Helikoptern des Bundesgrenzschutzes (über 5000 Fuß)

überflogen. Passagiermaschinen überqueren das Gebiet in großer Höhe. Die Kennzeichnung der WEA erfolgt als Luftfahrthindernisse gemäß den gültigen Bestimmungen zur Erhöhung der Flugsicherheit.

Tourismus und Erholung

Eine direkte Nutzung des Seegebietes durch Erholungssuchende findet durch die Sportschifffahrt statt. Die nächstgelegenen Erholungsorte auf der Insel Sylt liegen ca. 100 km entfernt vom Pilotgebiet.

Naturschutz / Schutzgebiete

Das Pilotgebiet liegt außerhalb gesetzlicher bzw. potenzieller Schutzgebiete. Die nächstgelegenen Schutzgebiete und ihre Entfernung zum Pilotgebiet sind im Folgenden aufgelistet:

Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer inkl. Kleinwalschutzgebiet:	ca. 67 km
Helgoländer Felssockel:	ca. 110 km
Seevogelschutzgebiet Helgoland:	ca. 110 km
Important Bird Area (IBA) "Östliche Deutsche Bucht":	ca. 20 km

Darüber hinaus liegen folgende Fachvorschläge für die Ausweisung von europäischen Meeres-Schutzgebieten vor:

Amrum Außengrund	ca. 37 km
Helgoland Gebiet	ca. 100 km

Sonstige Nutzungen

Im südlichen Teil des Pilotgebietes im Bereich der Durchfahrt (s. Abb. 2) verläuft ein Datenkabel in West-Ost-Richtung. Die Gaspipeline Europipe II verläuft westlich des Pilotgebietes nahezu in Nord-Süd-Richtung. Der Abstand zum Pilotgebiet beträgt ca. 5 km.

6. Beschreibung und Bewertung der Umwelt und ihrer Bestandteile

Im folgenden Kapitel erfolgt die schutzgutbezogene Bestandsbeschreibung und Bestandsbewertung. Gemäß dem Merkblatt zum Aufbau und zur Gliederung einer UVS zur Errichtung eines Offshore-Windparks in der AWZ (BSH 2003) werden zuerst die abiotischen Schutzgüter (Boden, Wasser, etc.) betrachtet und anschließend die biotischen Schutzgüter (Makrozoobenthos, Fischfauna, Avifauna, Marine Säugetiere). Die gemäß §2 des UVPG ebenfalls zu betrachtenden Schutzgüter Mensch, Landschaft sowie Kultur- und sonstige Sachgüter werden im Anschluss abgehandelt.

6.1 Schutzgut Sediment/Biototypen

Untersuchungen zu den Sedimenteigenschaften im Pilotgebiet sowie einem räumlich benachbarten Referenzgebiet wurden im Wesentlichen begleitend zu den Makrozoobenthosermassungen durchgeführt (Bestimmung des organischen Kohlenstoffgehaltes, Korngrößenverteilung). Weitere Erkenntnisse zu den Sedimenteigenschaften im Gebiet ergeben sich aus den Untersuchungen mittels Side-Scan-Sonar und den Videountersuchungen (s.u.).

Da die Biototypen der offenen Nordsee v.a. anhand der Sedimente charakterisiert werden, wird dieser Aspekt hier ebenfalls behandelt.

Die Festlegung einer geeigneten Referenzfläche im Vorfeld der Untersuchungen hat sich aufgrund konkurrierender Nutzungen, Landesgrenzen, etc. als schwierig erwiesen. So wurden zunächst innerhalb eines umfassenden Referenzraumes, der sich über eine Fläche von insgesamt ca. 300 km² erstreckte, vergleichende Untersuchungen mittels Seitensichtsonar- und Videokartierung sowie fischereilicher und benthologischer Beprobungen durchgeführt. Dabei fanden alternativ ein Nord-Süd- bzw. ein Ost-West-orientiertes potentiell Referenzgebiet Beachtung (IFAÖ 2003, Tab. 10).

6.1.1 Bestandscharakterisierung

Die Ergebnisse der im Frühjahr und Herbst 2002 durchgeführten sedimentologischen Untersuchungen im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 sind in IFAÖ (2003) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die hier relevanten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

6.1.1.1 Untersuchungsgebiet und –konzept

Die sedimentologischen Untersuchungen erfolgten gemäß dem Standarduntersuchungskonzept (STUK) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH 2001). Sie wurden durch das Institut für Angewandte Ökologie (Neu Broderstorf) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Form eines Fachgutachtens durch den Vorhabenträger zur Verfügung gestellt (IFAÖ 2003), sie bilden die wesentliche Grundlage der Bestandsbeschreibung und Bewertung der vorliegenden UVS.

Tab. 10: Geographische Lage der Untersuchungsgebiete für die sedimentologischen Untersuchungen (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum WGS84).

		Nörtl. Breite	Östl. Länge
Referenzraum	Pilotgebiet	55°19.110'	6°46.293'
		55°17.957'	6°51.465'
		55°14.317'	6°54.331'
		55°02.873'	6°55.800'
		55°02.873'	6°52.218'
	Gebiet Ost-West (Herbstkampagne)	55°02.728	6°48.851
		55°01.621	6°35.519
		55°03.217	6°32.134
		55°06.256	6°30.459
		55°07.552	6°46.952
	Gebiet Süd-Nord (Frühjahrskampagne)	55°13.951'	6°33.725'
		55°14.837'	6°38.802'
		55°02.590'	6°47.159'
		55°02.036'	6°40.528'

Im Frühjahr und Herbst 2002 wurden mittels Van-Veen-Greifer 29 Stationen (Frühjahr) bzw. 45 Stationen (Herbst) beprobt und auf ihre Sedimentstruktur untersucht.

Proben zur Untersuchung wichtiger Sedimenteigenschaften wurden gewonnen, indem mit einem Stechrohr von 4,5 cm Durchmesser bei einer Einstechtiefe von 6 cm Sedimentkerne aus der Greiferprobe entnommen wurden. Diese wurden bis zur Analyse im Labor eingefroren. Die Sedimentproben wurden auf ihren organischen Gehalt (Glühverlust) und die Korngrößenverteilung untersucht.

Des Weiteren wurden in der Zeit vom 08.06.02 bis 11.06.02 Seitensichtsonar (Side Scan Sonar, SSS) Untersuchungen zur Sedimenttyperkundung im Pilotgebiet Sandbank 24 durchgeführt. Hierbei handelt es sich um ein akustisches Verfahren zur Erkundung des Sediments, bei dem mechanische Wellen im Ultraschallbereich von ca. 100 kHz bis ca. 500 kHz ausgesandt werden. Die am Seeboden reflektierten Wellen und deren Laufzeit werden registriert und es kann mit Hilfe rechnergestützter Datenverarbeitung ein mathematisch berechnetes Bild erzeugt werden, welches eine Charakterisierung der Sedimentstruktur ermöglicht (IFAÖ 2003).

Weiterhin fließen die im Rahmen der Makrozoobenthos Erfassung durchgeführten Videountersuchungen in die Charakterisierung der sedimentologischen Verhältnisse im Pilotgebiet Sandbank 24 ein (IFAÖ 2003). Im Rahmen der Frühjahrsprounabme erfolgten insgesamt 15 Transektfahrten zu je 20 Minuten im Pilotgebiet und 10 Transekte zu je 20 Minuten im Referenzgebiet Süd-Nord. Im Herbst wurde aufgrund der festgestellten Habitatdiversität die Anzahl der Transekte erhöht. So-

wohl im Pilotgebiet als auch im Referenzgebiet (Ost-West) wurden je 20 Transekte befahren. Zusätzlich wurden im Bereich der Steinfelder (s.u.) Videotransekte gefahren (5,5 Stunden im Referenzgebiet und 4 Stunden im Pilotgebiet). Die Lage der gefahrenen Transekte ist Abb. 11 und Abb. 12 in Kap. 6.4 (Makrozoobenthos) zu entnehmen.

6.1.1.2 Ergebnisse

Im Pilotgebiet herrschen Sand- und Feinsandgebiete vor. Im Video waren dabei ausgedehnte Sandflächen mit Rippelstruktur erkennbar, die unterschiedlich starke Präsedimentauflagerungen aufwiesen. Nach den Ergebnissen der Sedimentanalysen setzen sich die Sande aus unterschiedlichen Anteilen an Fein-, Mittel- und Grobsanden zusammen. Im zentralen Bereich des Pilotgebietes wurden auch feinklastische Sedimente ($<63\ \mu\text{m}$) mit Gewichtsprozentanteilen von bis zu 20% angetroffen (s. Abb. 6 und Abb. 7). Mit Hilfe des Seitensichtsonars konnte festgestellt werden, dass die Sande im Gebiet Auflagerungsschichten von sehr unterschiedlicher Stärke darstellen, die größere Sedimente (Kiese, Steine) überdecken.

In einigen Bereichen des Pilotgebietes fehlt die Bedeckung der gröberen Sedimente mit Sand, so dass Kiese und Steine an exponiert auf der Sedimentoberfläche anstehen. Aus den Ergebnissen der Seitensichtsonar-Untersuchungen ist erkennbar, dass Flächen unbedeckter Grobsedimente im Pilotgebiet im NW und SW auftreten (s. Abb. 8). Das Vorhandensein von Grobsedimentgebieten, insbesondere von Gebieten mit bis zu „handballgroßen“ Steinen, konnte auch durch Videoaufnahmen dokumentiert werden (Abb. 9). Weitere Belege für Steine lieferten die Greiferproben.

Insgesamt ergibt sich aus den durchgeführten sedimentologischen Untersuchungen eine heterogene sedimentologische Struktur im Pilotgebiet.

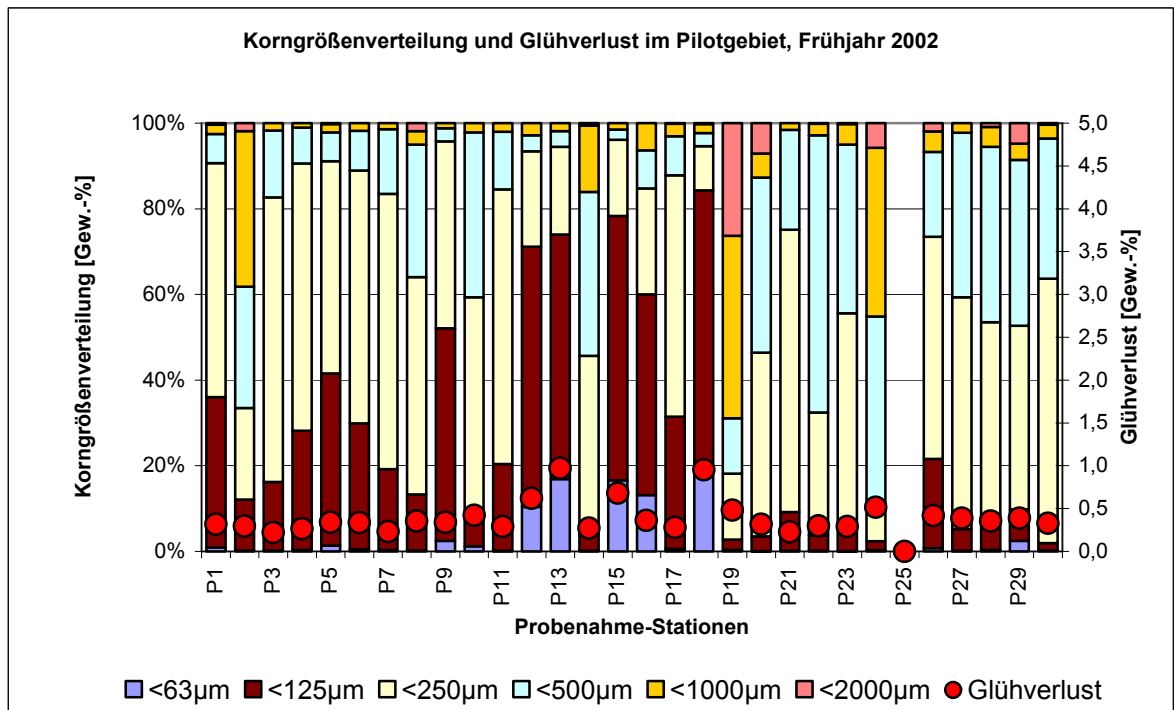


Abb. 6: Korngrößenverteilung und Glühverlust im Pilotgebiet, Frühjahr 2002 (Daten: IFAÖ 2003). Zur Lage der Probenahmepunkte s. Abb. 15 in Kap. 6.4 (Makrozoobenthos).

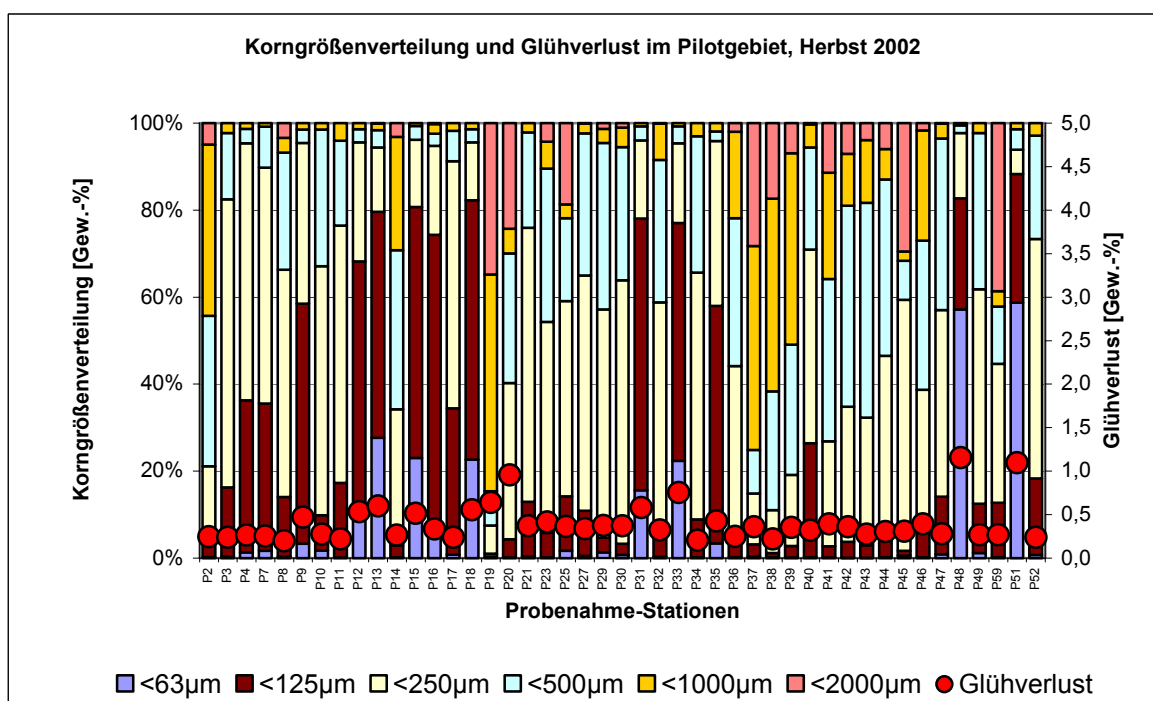


Abb. 7: Korngrößenverteilung und Glühverlust im Pilotgebiet, Herbst 2002 (Daten: IFAÖ 2003). Zur Lage der Probenahmepunkte s. Abb. 16 in Kap. 6.4 (Makrozoobenthos).

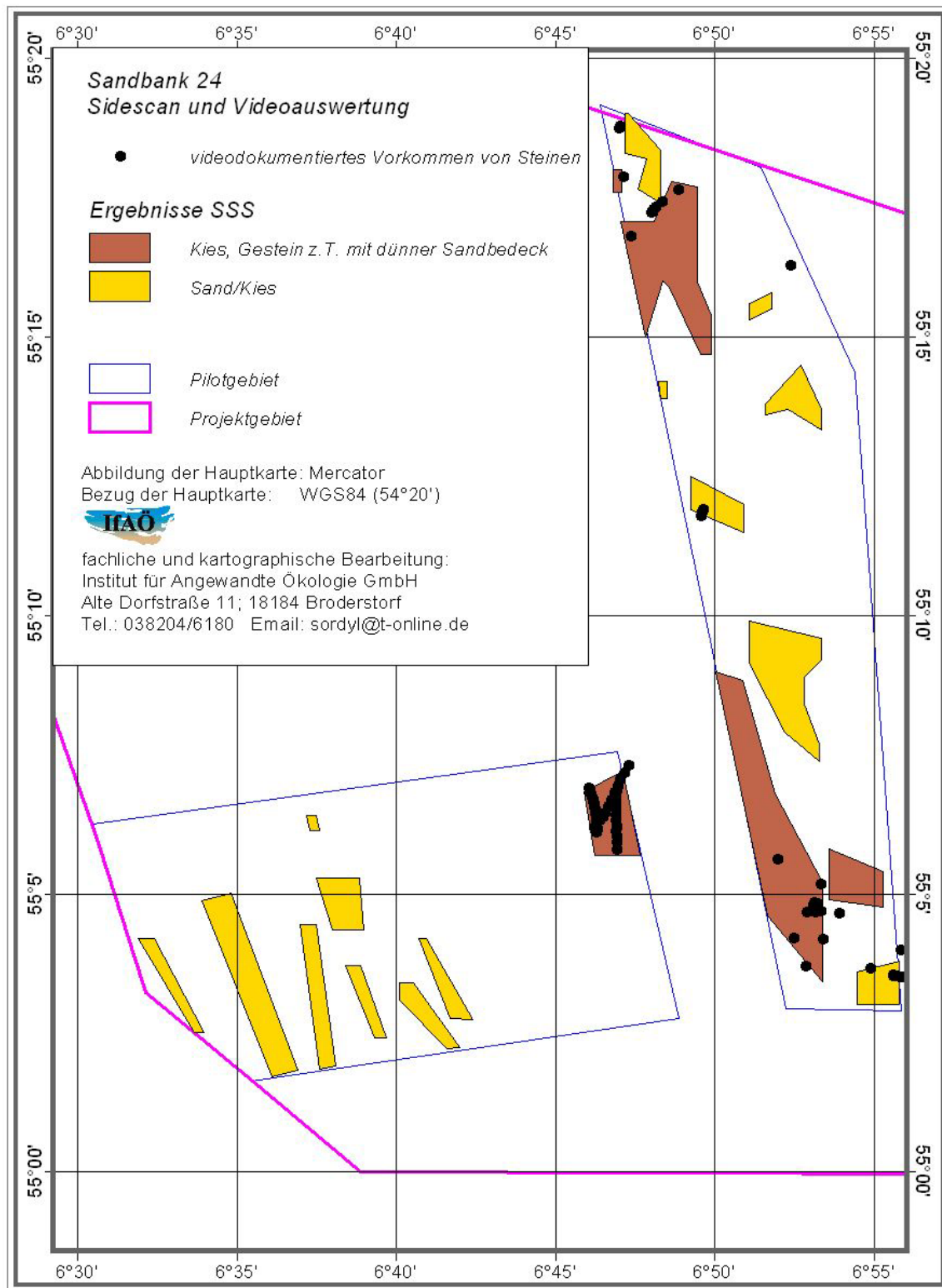


Abb. 8: Ergebnissen der Seitensichtsonar-Untersuchungen (nur größere Sedimente dargestellt). Schwarze Punkte: Steinfunde aus den Videoaufnahmen, Weiße Flächen: Sande (Quelle: IFAÖ 2003).



Abb. 9: Videoprints als Beispiel für die verschiedenen in Abb. 8 gezeigten Steinvorkommen (Quelle IFAÖ 2003).

Biotoptypen

Im Folgenden werden die im Pilotgebiet vorgefundenen Biotoptypen charakterisiert. Die Charakterisierung erfolgt anhand der Befunde der vorgefundenen Sedimentstruktur.

Das Pilotgebiet Sandbank 24 ist nach RIECKEN et al. (1994) als Biotoptyp „offene Meeresgebiete der Nordsee“ einzuordnen. Charakteristisch für diesen Biotoptyp ist eine ständige Bedeckung mit Wasser > 15 m Wassertiefe. Das Wachstum von Großpflanzen wird auf Grund der Lichtverhältnisse ausgeschlossen (aphotische Zone). Der Salzgehalt beträgt 29-35 psu.

Die weitere Untergliederung der „offenen Meeresgebiete“ erfolgt anhand der Substrate. Nach dieser Differenzierung, die auf der Basis der Korngrößenverteilung erfolgt, werden im Pilotgebiet drei Biotoptypen unterschieden:

- Code 01.02.02 Benthal der Nordsee mit Fein- bis Mittelsandssubstrat. Gefährdung: Nährstoff- und Schadstoffeintrag, Grundschieppnetzfisherei. Gesamtgefährdungseinschätzung nach RIECKEN et al. (1994): **„gefährdet“**.
- Code 01.02.03 Benthal der Nordsee mit Grobsand-, Kies- und Schillssubstrat. Gefährdung: Nährstoff- und Schadstoffeintrag, Grundschieppnetzfisherei, Sand- und Kiesabbau. Gesamtgefährdungseinschätzung nach RIECKEN et al. (1994): **„stark gefährdet“**.
- Code 01.02.04 Benthal der Nordsee mit Hartsustrat. Meeresboden der offenen Nordsee überwiegend aus Fels bzw. Blöcken oder groben Steinen. Gefährdung: Nährstoff- und Schadstoffeintrag. Gesamtgefährdungseinschätzung nach RIECKEN et al. (1994): **„gefährdet“**.

Im Pilotgebiet kommen vorrangig die Biotoptypen Benthal der Nordsee mit Fein- bis Mittelsandssubstrat (Code 01.02.02) und Benthal der Nordsee mit Grobsand-, Kies- und Schillsustrat (Code 01.02.03) vor. Im Norden und Süden des Pilotgebietes und im Nordosten des Referenzgebietes befinden sich „grobe Steine“, die dem Typ Benthal der Nordsee mit Hartsustrat (Code 01.02.04) zugeordnet werden.

Vorkommen von Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie

Der Schwerpunkt der FFH-RL liegt auf dem Biotopschutz; folgerichtig sind in ihrem Anhang I die zu schützenden Lebensraumtypen benannt. Zwei dieser Typen kommen im Bereich der offenen Nordsee vor:

- „Sandbänke mit nur schwacher ständiger Überspülung durch Meerwasser“ (NATURA 2000-Code 1111)
- „Riffe“ (NATURA 2000-Code 1170)

Auf das Pilotgebiet des Vorhabens Sandbank 24 trifft das Kriterium der nur schwachen Wasserüberspülung bei den vor Ort gegebenen durchschnittlichen Wassertiefen zwischen 25 und 35 m nicht zu. In dem in Deutschland als allgemein verbindliches Regelwerk geltenden Definitionshandbuch (SSYMANK et al. 1998) werden für den Lebensraum Sandbank typische Pflanzen- und Tierarten genannt. Dies sind z.B. das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* oder das Gewöhnliche Seegras *Zostera marina*. Keine dieser Arten wurde in den untersuchten Wassertiefen beobachtet. Dies gilt auch für die charakteristischen Atlantischen Seehunde (*Phoca vitulina vitulina*). Als eine Sandbank im Sinne des NATURA 2000-Code 1111 ist das Pilotgebiet des Vorhabens Sandbank 24 daher nicht zu bezeichnen (MAFRIS 2003).

Bei den in der Nordsee vorkommenden Riffen handelt es sich - mit Ausnahme des Felssockels von Helgoland - im wesentlichen um biogene Hartsustrate wie Muschel- oder Sabellariariffe (SSYMANK et al. 1998). Riffe des röhrenbauenden Polychaeten, *Sabellaria spinulosa*, der sog. Sandkoralle, sind im Sublitoral des Wattenmeeres seit den 1950er Jahren stark zurückgegangen (VORBERG

1997). Als Kartierungshinweis für den Lebensraumtyp „Riff“ nennen SSYMANK et al. (1998) die geringe Wassertiefe. Ihr Vorkommen beschränkt sich auf die euphotische Zone, deren Ausdehnung in der Deutschen Bucht in der Regel eine Wassertiefe von 15 m nicht überschreitet. Demnach fallen auch die im Pilotgebiet auftretenden Steinfelder nicht unter diese Definition. In Ermangelung geeigneter Hartsubstrate in der Nordsee werden jedoch auch Steinfelder zunehmend in den Zusammenhang mit Riffen gemäß der Definition der FFH-RL gebracht. Die Untersuchungen im Pilotgebiet zeigten jedoch keine Hinweise auf das Vorkommen einer an Hartsubstrat gebundenen Fauna, die als „rifftypisch“ eingestuft werden könnte (MAFRIS 2003, IFAÖ 2003). Es sei jedoch an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die Erfassungen im Bereich der Steinfelder mittels Greifer (Makrozoobenthos) bzw. Baumkurre (Fischfauna und Makrozoobenthos) schwierig waren und sich die Aussagen zur Fauna im Wesentlichen auf die Videountersuchungen und die Erfassungen im Umfeld der Steinfelder stützen.

6.1.1.3 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten

Literaturdaten zu den sedimentologischen Verhältnissen im Pilotgebiet liegen nicht vor. Auch die Karte der Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht (FIGGE 1981) reicht nur bis an die südliche Grenze des Pilotgebietes. Die nach FIGGE (1981) charakterisierten Sedimente südlich des Pilotgebietes spiegeln jedoch die vorgefundenen Sedimentstrukturen des Pilotgebietes wider. Es herrscht ein z.T. kleinteiliger Wechsel der verschiedenen Sandkornfraktionen vor. Punktuell sind Kiese oder auch Sedimente der Feinkornfraktion vorzufinden.

6.1.2 Vorbelastungen

Die intensive Baumkurrenfischerei auf benthische Fischarten und Speisekrabben führt zu Störungen der oberen Sedimentschichten. Je nach Größe des Fanggerätes und Schwere der Kettenvorläufer wird das Sediment unterschiedlich tief aufgewühlt und durchmischt (DE GROOT & LINDEBOOM 1994). Nach THIELE (1994) hängt der Fangerfolg stark vom Bodenkontakt und der Schleppgeschwindigkeit ab. Der erforderliche ständige Bodenkontakt schädigt dabei den Meeresboden. Eine verstärkte Beeinflussung des Bodens durch die Baumkurrenfischerei findet durch den Einsatz von Scheuchketten (Ticker chains) und Steinmatten statt. Diese Ketten bzw. Kettennetze wirbeln den Boden verstärkt auf und legen im Boden lebende Tiere frei (THIELE 1994).

Daten über die im Sediment gebundenen Nähr- und Schadstoffe liegen für das Pilotgebiet nicht vor. Es ist aber, entsprechend der Situation in der gesamten Deutschen Bucht, von einer leicht erhöhten Belastungsintensität auszugehen. Demnach sind bei den Schwermetallen Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink, bezogen auf die natürlichen Hintergrundwerte, Anreicherungen festzustellen. Die Anreicherungsfaktoren in der Deutschen Bucht betragen für Quecksilber 10-20, für Cadmium 3-5 sowie für Blei und Zink ca. 2. Der Trend ist aber insgesamt eine Abnahme der Konzentrationen für die angeführten fünf Elemente (BLMP 2002). Die Medianwerte für Kupfer liegen mittlerweile wieder innerhalb des Variationsbereiches der für die Deutsche Bucht ermittelten Hintergrundwerte (BLMP 2002).

6.1.3 Bestandsbewertung

Bewertungsmethodik

Die Bestandsbewertung des Schutzgutes Sediment/Biotoptypen am Standort Sandbank 24 erfolgt anhand der Kriterien Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Natürlichkeit.

Der Aspekt Seltenheit/Gefährdung wird aus der Roten Liste der Biotoptypen (RIECKEN et al. 1994) abgeleitet sowie aus dem Vorkommen von Lebensraumtypen nach der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie. Die Seltenheit bzw. Gefährdung ist hoch, wenn Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie vorkommen oder stark gefährdete Biotoptypen gemäß der Roten Liste. Dies ist z.B. bei einem Vorkommen von biogenen Hartsubstraten, wie z.B. Muschel- oder Sabellariariffen der Fall. Bei einem Vorkommen von Substrattypen, die in der Roten Liste der Biotoptypen als gefährdet eingestuft werden ist die Seltenheit/Gefährdung als mittel zu bewerten. Ohne Vorkommen besonderer Biotopstrukturen wird die Bedeutung des Aspektes Seltenheit/Gefährdung als gering bewertet.

Die Bewertung des Aspektes Vielfalt/Eigenart richtet sich nach der Heterogenität der im Gebiet vorgefundenen Sedimentstrukturen. Sie wird als hoch bewertet, wenn sich die Sedimente im Gebiet aus mehreren verschiedenen Typen zusammensetzen und diese z.T. kleinteilig wechseln. Vielfalt und Eigenart werden als mittel bewertet, wenn sich die anstehenden Sedimente im Wesentlichen aus einem Sedimenttyp bestehen und nur punktuell andere Sedimenttypen eingestreut sind. Die Vielfalt/Eigenart ist gering, wenn sich die Sedimente im Gebiet einheitlich aus einem Typ rekrutieren.

Die Natürlichkeit des Schutzgutes Sediment spiegelt sich in den anthropogenen Vorbelastungen wieder. Sie ist hoch, wenn das im Gebiet anstehende Sediment nahezu frei von anthropogenen Störungen ist. Die Natürlichkeit wird als mittel bewertet, wenn das Sediment zwar durch anthropogene Störungen beeinträchtigt ist, er aber seine ökologischen Funktionen noch weitgehend erfüllen kann (z.B. Lebensraumfunktion, Speicher- und Pufferfunktion). Werden starke Veränderungen der natürlichen Sedimentstrukturen vorgefunden oder kommt es zu einem Verlust der ökologischen Funktionen, ist die Natürlichkeit als gering zu bewerten.

Beurteilung der Datenbasis

Durch die laut Standarduntersuchungskonzept (StUK) durchzuführenden Sedimentuntersuchungen mittel Korngrößenanalyse, Side-Scan-Sonar und Videotransekten lässt sich die Zusammensetzung der Sedimentstruktur im Pilotgebiet Sandbank 24 flächendeckend charakterisieren. Insgesamt ist somit die Datenbasis für die Einschätzung der Bestandssituation als gut zu bezeichnen.

Ergebnis der Bestandsbewertung

Seltenheit/Gefährdung: Das flächendeckend im Pilotgebiet vorkommende Benthos der Nordsee wird nach RIECKEN et al (1994) als stark gefährdet bzw. gefährdet eingestuft (s.o.). Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie kommen vermutlich im Pilotgebiet nicht vor. Der Aspekt Seltenheit/Gefährdung wird als **mittel-hoch** bewertet.

Vielfalt/Eigenart: Die Sedimente im Pilotgebiet Sandbank 24 setzen sich aus mehreren verschiedenen Korngrößenfraktionen zusammen. Neben den vorherrschenden Sandfraktionen sind auch Kies und Steine sowie feinklastische Sedimente anzutreffen, so dass sich aus der Zusammensetzung des Sedimentes ein heterogenes Erscheinungsbild ergibt. Die Vielfalt/Eigenart der Sedimente im Pilotgebiet ist **mittel**.

Natürlichkeit: Im Pilotgebiet Sandbank 24 findet intensive Baumkurrenfischerei statt, die zu einer Veränderung und Störung der Bodenstrukturen führt. Trotz dieser Beeinträchtigungen kann das Sediment jedoch seine ökologischen Funktionen noch weitgehend erfüllen. Die Natürlichkeit wird als **mittel** bewertet.

Die Bestandsbewertung für das Schutzgut Sediment/Biotoptypen im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 resultiert aus der Aggregation der Aspekte Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Natürlichkeit. Der Aspekt Seltenheit/Gefährdung hat dabei die höchste Gewichtung, da dieser Aspekt die Bedeutung des Pilotgebietes Sandbank 24 bezogen auf die gesamte Deutsche Bucht widerspiegelt. Die zusammenfassende Darstellung der Bewertung der jeweiligen Einzelaspekte sowie die Aggregation zu einer Bestandsbewertung für das Schutzgut Sediment/Biotoptypen zeigt Tab. 11.

Tab. 11: Bestandsbewertung für das Schutzgut Sediment/Biotoptypen.

Bewertungsaspekt	Bewertungsergebnis
Seltenheit/Gefährdung	mittel-hoch
Vielfalt/Eigenart	mittel
Natürlichkeit	mittel
Gesamtbewertung	mittel

Die Aggregation der bewerteten Teilaspekte führt insgesamt zu einer **mittleren Bedeutung** des Bestandes des Schutzgutes Sediment/Biotoptypen.

6.2 Schutzgut Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität)

6.2.1 Bestandscharakterisierung

Die hydrodynamischen Verhältnisse eines tidebeeinflussten Gewässers sind eng mit den morphologischen Bedingungen verknüpft. Morphologisch formende und gestaltende Kräfte sind v.a. See-gang, Tidedynamik und Strömung. Folgende hydrodynamische und morphologische Parameter können, bezogen auf die später erfolgende Einschätzung möglicher Auswirkungen, differenziert werden (siehe auch NSW 2000):

- Seegang,
- Tide und Strömungsverhältnisse,
- Wassertiefe und Geomorphologie,
- Sedimentzusammensetzung,
- Trübung,
- Sedimenttransport.

Seegang

Die Höhe der Wellen in der Deutschen Bucht und somit im Pilotgebiet ist, abhängig von den Windklimaten, starken Schwankungen unterworfen. Die größten Wellen bauen sich bei Nordwestwindlagen auf, da hier die ungebremste Einwirklänge des Windes am höchsten ist (KOREVAAR 1990). Für das Jahr 2001 hat das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) an der Nordseeboje NSB II (55°00'00" N und 06°20'00" E) Wellenhöhen von bis zu 6 m ermittelt. Insgesamt ergab sich nach den Aufzeichnungen der Nordseeboje NSB II (BSH 2001) für das Jahr 2001 folgende Verteilung der Wellenhöhen: 0-1 m = 30%, 1-2 m = 39%, 2-3 m = 19%, 3-4 m = 8%, 4-5 m = 3% und 5-6 m = 1%. Die Jahre 1995-2000 zeigen eine ähnliche Verteilung. Häufigste Seegangsrichtung war in 2001 mit einer Häufigkeit von rd. 50% N-NW (BSH 2001, MAYERLE 2002).

Tide und Strömungsverhältnisse

Nach MAYERLE (2003) lässt sich auf der Basis der Ergebnisse eines übergeordneten Deutschen Bucht Modells ein Tidezyklus für das Pilotgebiet definieren. Demnach ergeben sich folgende Tidekennwerte:

Mittleres Tidehochwasser (MThw):	NN +0,44 m
Mittleres Tideniedrigwasser (MTnw):	NN -0,41 m
Mittlerer Tidehub (MThb):	0,85 m

Die Strömungsverhältnisse sind Resultat verschiedener Faktoren wie Gezeiten, Drehströmungen (Rechtsablenkung), Dichteströmungen (Salzgehalt des Meerwassers) und lokalem Strömungsgeschehen (BECKER 1990). Die Wasserkörper bewegen sich im Bereich des Pilotgebietes während des Flutstromes weitgehend in südöstliche Richtung, während des Ebbstroms weitgehend in nordwestliche Richtung (DHI 1983). Die Strömungsgeschwindigkeiten liegen zwischen 0,1-0,7 sm/h für Flut- und Ebbstrom, wobei die oberflächennahen Strömungen etwas stärker sind als die bodennahen (DHI 1983). Die in DHI (1983) dargestellten Strömungsrichtungen und -geschwindigkeiten haben auch heute noch Aktualität (schriftl Mitt. Mittelstaedt, BSH 2002).

Die Strömungsverhältnisse entsprechen dem charakteristischen Strömungsmuster der Deutschen Bucht: schwacher Strom zu den Hoch- und Niedrigwasserzeiten, stärkster einlaufender Strom bei

steigendem Wasserstand und stärkster auslaufender Strom bei fallendem Wasserstand. Tab. 12 fasst die Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen zu unterschiedlichen Tidephasen zusammen. Bezugspunkt ist die Hochwasserzeit am Pegel Helgoland. Die Messdaten sind mit Hilfe verankerter Strömungsmesser in einem Zeitraum von 20 Jahren gesammelt worden. Der Gitterabstand für das numerische Strömungsmodell beträgt 11 km, Dichteunterschiede im Wasser, Luftdruck und Windverhältnisse blieben unberücksichtigt. Die der Tab. 12 zu entnehmenden Strömungsgeschwindigkeiten stellen die Tidestromverhältnisse für die Springzeit dar. Die mittleren Tidestromverhältnisse sind um ca. 10 % reduziert, die der Nippzeit um ca. 20 %. Die Stromrichtungen sind zur Spring- und Nippzeit näherungsweise gleich (BSH 1992). Aufgrund des großräumigen Vektorenrasters (11 km), können die ermittelten Strömungswerte jedoch nur einen groben Überblick über das Strömungsmuster im Projektgebiet geben. Lokal können sowohl die Strömungsgeschwindigkeit als auch die Strömungsrichtung von den Angaben in Tab. 12 abweichen.

Tab. 12: Strömungsmuster im Bereich des Planungsgebietes zu unterschiedlichen Tidephasen; nach DHI 1983.

Tidephase	Strömungsrichtung (Oberflächennah)	Strömungsgeschw. (Oberflächennah)	Strömungsrichtung (Bodennah)	Strömungsgeschw. (Bodennah)
6h vor HW	West	0,2 – 0,3 sm/h	Südwest	0,2 sm/h
5h vor HW	Südost	0,1 sm/h	Süd - Südost	0,2 – 0,3 sm/h
4h vor HW	Südost	0,4 – 0,5 sm/h	Südost	0,5 sm/h
3h vor HW	Südost	0,6 – 0,7 sm/h	Südost	0,6 sm/h
2h vor HW	Südost	0,6 – 0,7 sm/h	Südost	0,5 sm/h
1h vor HW	Südost	0,4 – 0,5 sm/h	Südost	0,3 sm/h
HW	Ost - Südost	0,1 – 0,2 sm/h	Nordost	0,1 sm/h
1h nach HW	Nordwest	0,2 sm/h	Nord -Nordwest	0,2 – 0,3 sm/h
2h nach HW	Nordwest	0,4 sm/h	Nordwest	0,4 - 0,5 sm/h
3h nach HW	Nordwest	0,5 – 0,6 sm/h	Nordwest	0,5 sm/h
4h nach HW	Nordwest	0,6 sm/h	Nordwest	0,4 – 0,5 sm/h
5h nach HW	Nordwest	0,5 – 0,6 sm/h	Nordwest	0,4 sm/h
6h nach HW	Nordwest	0,3 – 0,4 sm/h	West	0,2 sm/h

Wassertiefe und Geomorphologie

Weite Teile der Deutschen Bucht sind durch flächige, ebene Strukturen charakterisiert. In Teilbereichen kommt es jedoch auch zu geomorphologischen Ausformungen wie Rinnen, (Mega-) Rip-peln, Sandbänken oder Sandwällen, die in Abhängigkeit von der Wassertiefe auf die hydrologischen Bedingungen rückwirken können. Dies bezieht sich im Wesentlichen auf die Aspekte Sedimenttransport und Strömungsmuster. Auf der Grundlage der amtlichen Seekarten und der im Rahmen der sedimentologischen Untersuchungen durchgeführten Video- und SideScanSonar-Untersuchungen ergibt sich für das Planungsgebiet ein heterogenes geomorphologisches Bild, das

auch auf die hydrologischen Verhältnisse im Gebiet rückwirken kann. Dies gilt insbesondere für die südlichen und nördlichen Bereich des Pilotgebietes, in denen Einzelsteine und Steinfelder an die Meeresbodenoberfläche treten (s. Kap. Sedimente).

Die Wassertiefe beträgt im Pilotgebiet zwischen 25 und 34 m unter SKN.

Sedimentzusammensetzung

Einen Überblick über die Sedimentzusammensetzung des Projektgebietes gibt Kap. 6.1. Im Bezug auf hydrologische und morphologische Prozesse hat die Sedimentzusammensetzung des Meeresbodens wesentlichen Einfluss auf den Sedimenttransport und die Entwicklung von geomorphologischen „Sonderstrukturen“ (z.B. Kolke). Darüber hinaus sind die Trübungswerte in der Wassersäule stark von der Sedimentzusammensetzung abhängig (s.u.).

Trübung

Die Trübung wird durch Schwebstoffe verursacht, die aufgrund ihrer Größe bzw. Dichte dauerhaft oder temporär im Wasserkörper in Schwebelage gehalten werden. Schwebstoffe sind das wesentliche Transportmedium für Umweltschadstoffe. Darüber hinaus können sich hohe Schwebstoffkonzentrationen ungünstig auf das Lichtklima und somit auf die biologische Primärproduktion und den Sauerstoffhaushalt auswirken.

Aufgrund der sich verändernden hydrologischen und morphologischen Parameter (Sedimentzusammensetzung, Wassertiefe, Eintrag durch Flüsse etc.) reduzieren sich die Trübungswerte mit zunehmender Entfernung von der Küste kontinuierlich. Nach RIKZ (1997) beträgt die Trübung in einer Entfernung von ca. 5 km zur Küste durchschnittlich 30-50 mg TG/l; in 10 km Entfernung beträgt sie nur noch 10 mg TG/l und sinkt in 20 km Entfernung zur Küste auf 5 mg TG/l. Für das Pilotgebiet bestehen keine Angaben zu Trübungswerten. Es ist aber davon auszugehen, dass diese aufgrund der überwiegend sandigen Strukturen im Gebiet gering sind. Im zentralen Teil des Pilotgebietes wurden auch Sedimente der Feinkornfraktion nachgewiesen, hier könnten u.U. die Trübungswerte durch natürliche oder anthropogene Einwirkungen gegenüber dem Umfeld erhöht sein.

Sedimenttransport

Generell resultiert der Sedimenttransport aus einem Zusammenwirken des Seegangs, der Strömung und des Windes. Das Sediment wird durch die Wellentätigkeit aufgewirbelt und anschließend mit der Strömung mitgeführt. Abhängig von den Strömungsbedingungen und der Sedimentzusammensetzung lässt sich der Sedimenttransport grundsätzlich in drei Phasen einteilen: die Aufwirbelung des Sedimentes durch die Wellentätigkeit, die horizontale Verfrachtung und die Resedimentation an anderer Stelle. Zur Charakterisierung der sedimentologischen Verhältnisse im Pilotgebiet siehe Kap. 6.1.

Wasserqualität

Wasserqualitätsparameter wie Sauerstoff- und Nährstoffkonzentrationen werden durch behördliche Messnetze auch für die Nordsee heute relativ gut erfasst (s. www.bsh.de). Es liegen zwar keine

Messstationen im Pilotgebiet, aber es ist plausibel, dass die Parameter im Pilotgebiet weitgehend den nähergelegenen Stationen der Messnetze entsprechen. Die aktuellen Messungen zeigen, dass die Sauerstoffversorgung in der Nordsee im Allgemeinen als gut bezeichnet werden kann (s. a. BLMP 2002). Zu Beginn der 80er Jahre wurden ausgeprägte bodennahe Sauerstoffdefizite dokumentiert. Besonders dramatisch war die Situation 30 m vor Horns Riff, wo im Sommer 1983 weniger als 3mg O₂/l auftraten (NIERMANN et al. 1990). Seitdem traten ähnlich niedrige Konzentrationen nicht erneut auf. Als Grund für das Auftreten niedriger Sauerstoffkonzentrationen in Bodennähe wird eine geringe Wasserdurchmischung bei gleichzeitiger organischer Belastung angenommen. Derzeit zeigen die durch anthropogene Einträge erhöhten Nährstoff-Konzentrationen als Ergebniss der Reduzierungsmaßnahmen der letzten Jahre einen abnehmenden Trend (www.bsh.de).

Im Rahmen der Probenahme zum Makrozoobenthos wurden während der Frühjahrs- und Herbstprobenahme im Jahr 2002 die Gewässerparameter Sauerstoff, Sichttiefe, Salinität, und Temperatur im Pilotgebiet erfasst (IFAÖ 2003). Die Ergebnisse zeigen die jahreszeitlich geprägten typischen Werte. Zu beiden Messkampagnen war die Wassersäule vertikal gut durchmischt.

6.2.2 Vorbelastungen

Die hydrodynamischen und morphologischen Verhältnisse im Pilotgebiet stellen sich als relativ unbeeinflusst dar. Anthropogene Einflüsse, die sich im Pilotgebiet, wie insgesamt in der Nordsee, auf das hydrodynamische und morphologische Geschehen auswirken, sind v.a. die Fischerei mit Grundschleppnetzen, die zu erhöhten Resuspensionsraten und erhöhten Trübungswerten führt (LINDEBOOM & de GROOT 1998).

Die anthropogen veränderte Wasserqualität (Sauerstoffdefizite in der Vergangenheit: Erhöhung der Nährstoff-Konzentrationen) scheint sich zu verbessern. Ausgeprägte Sauerstoffdefizite sind in den letzten Jahren nicht mehr dokumentiert; die Nährstoff-Konzentrationen zeigen abnehmende Trends (www.bsh.de).

6.2.3 Bestandsbewertung

Die hydrologischen und morphologischen Parameter des Pilotgebietes sowie die Wasserqualität sind wesentliche Bestandteile, die die Zusammensetzung der aquatischen Zönosen und des Sedimentes prägen. Die Bedeutung des Schutzgutes Wasser fließt somit in die Bestandsbewertung der Schutzgüter Fischfauna (Kap. 6.5), Makrozoobenthos (Kap. 6.4) und Sediment (Kap. 6.1) ein. Eine gesonderte Bewertung des Schutzgutes anhand der Parameter Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Natürlichkeit erfolgt daher nicht.

6.3 Schutzgut Klima / Luft

Das Schutzgut Klima/Luft wird hier nur relativ kurz behandelt, da Auswirkungen des geplanten Vorhabens nur in geringem Ausmaß absehbar sind. Von Bedeutung sind die Informationen allerdings für das Schutzgut Avifauna.

6.3.1 Bestandscharakterisierung

Folgende hervortretenden Eigenschaften des Klimas der südöstlichen Nordsee/Deutschen Bucht werden im Weiteren kurz charakterisiert:

- Allgemeine Windverhältnisse,
- Maximale Windböen,
- Temperatur und
- Nebelbildung/Niederschlag.

Allgemeine Windverhältnisse

Im Jahresverlauf wird die Deutsche Bucht durch südwestliche, westliche bzw. nordwestliche Winde dominiert (Tab. 13).

Tab. 13: Hauptwindrichtungen in der Deutschen Bucht (BSH 2000).

	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Hauptwindrichtungen	SW	SW-W	SW-W	W-NW	NW/O	W-NW	W-NW	W-NW	SW-W	SW	SW	SW	SW-W

Die relativen Häufigkeiten der Windrichtungen eines Monats zeigen die Windsterne in Abb. 10. Die vier Jahreszeiten werden jeweils durch einen Monat repräsentiert. Die Windsterne zeigen die relativen Häufigkeiten der Windrichtungen für 5 Windstärkegruppen, wobei im Mittelkreis der Anteil der Windstille und der umlaufenden Winde angegeben wird.

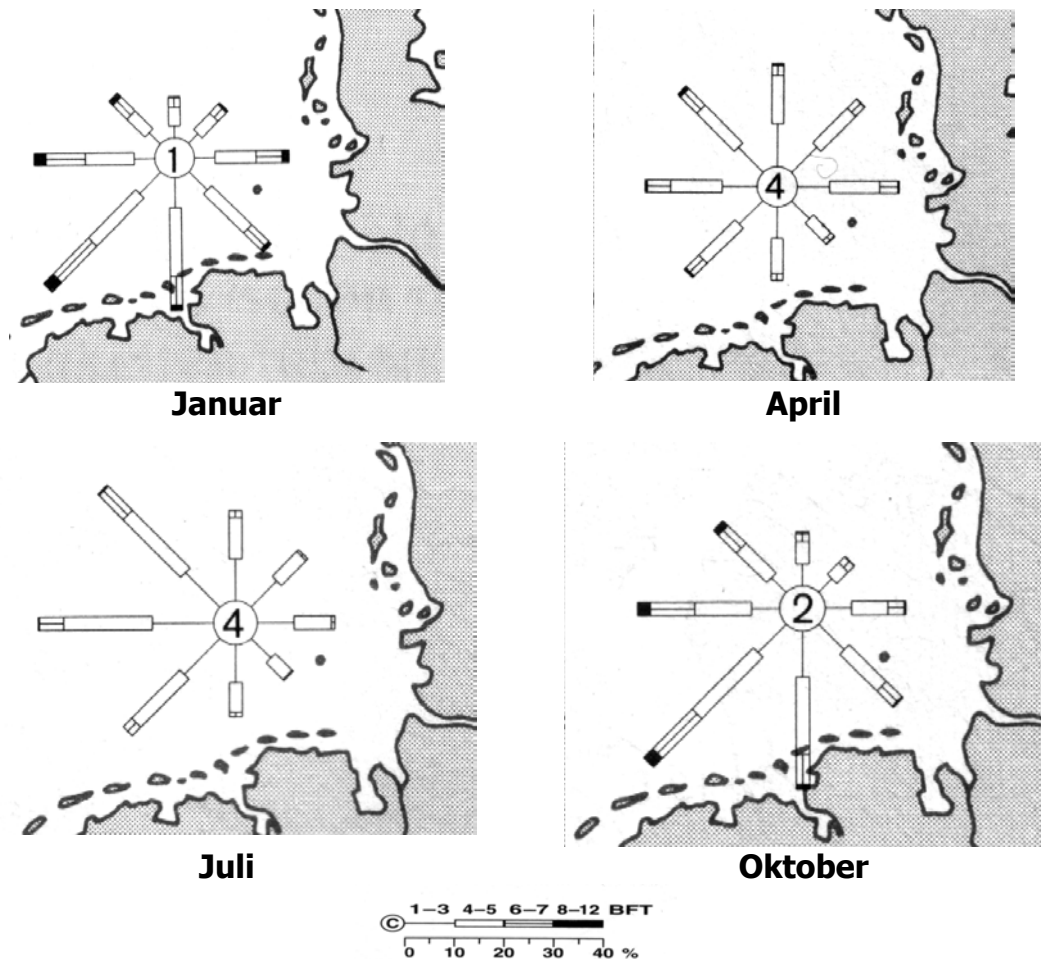


Abb. 10: Mittlere Häufigkeiten der Windrichtungen in ausgewählten Monaten (Januar, April, Juli, Oktober) für die Deutsche Bucht (BSH 2000).

Erläuterung: Die Darstellung der mittleren Häufigkeit von Windrichtungen erfolgt differenziert für 5 Windstärkegruppen: 1-3 Bft (0,3-5,4 m/s), 4-5 Bft (5,5-10,7 m/s), 6-7 Bft (10,8-17,1 m/s) und > 8 Bft (> 17,2 m/s). Die Zahlen in der Kreismitte geben die prozentuale Häufigkeit von Windstillen bzw. schwach umlaufenden Winden an.

Tab. 14 zeigt die Häufigkeit von Windstärkegruppen (in %) für die Deutsche Bucht. Orkane sind demnach in der Inneren Deutschen Bucht sehr selten und treten nach DUENSING et al. (1985) etwa einmal in 10 Jahren in der Zeit von Oktober-Februar/März auf. Auch schwere Stürme sowie Stürme treten selten und ebenfalls vorwiegend in den Wintermonaten auf. Starkwinde treten dagegen mit einer mittleren Häufigkeit auf und kommen ebenfalls vorwiegend in den Wintermonaten vor. Am häufigsten sind mäßige Winde, die ganzjährig nahezu gleichmäßig auftreten. Schwachwinde treten vorwiegend in den Sommermonaten auf.

Tab. 14: Relative Häufigkeit von Windstärkegruppen in der Deutschen Bucht (in %, BSH 2000).

Windstärken	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Schwerer Sturm-Orkan (10-17 Bft/24,5->56 m/s)	0,5	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,4	0,5	0,2
Sturm (8-9 Bft/17,2-24,4 m/s)	6,1	5,1	4,7	1,7	0,5*	0,5	0,5	0,9	2,6	4,5	6,1	6,5	3,3
Starkwind (6-7 Bft/10,8-17,1 m/s)	26,5	24,9	24,5	14,7	9,5	9,3*	10,2	12,1	19,6	23,3	26,8	28,6	19,2
Mäßiger Wind (4-5 Bft/5,5-10,7 m/s)	44,3	43,9	44,2	45,8	44,9	46,7	46,4	46,6	45,7	43,3	43,2	39,9 *	44,6
Windstille-Schwachwind (0 -3 Bft/ 0,0- 5,4 m/s)	22,6*	25,8	26,4	37,8	45,1	43,4	42,8	40,4	32,0	28,6	23,6	24,5	32,7

Erläuterung: 0 = sehr selten, Maxima sind durch **Fett**druck und Minima durch * hervorgehoben.

Maximale Windböen

Die Angabe von mittleren Windstärken lässt die kurzzeitigen und teilweise erheblichen Schwankungen der Windstärke, die während Schauer- oder Sturmereignissen auftreten können, unberücksichtigt. In Norddeutschland können Schauerböen an etwa 80 Tagen im Jahr beobachtet werden (TETZLAFF et al. 1984).

In Tab. 15 sind die für den Küstenbereich erreichten Jahres-, 10-Jahres- und 100-Jahresböenwerte für 10 m Höhe dargestellt. Die Werte werden ergänzend auf das Niveau von 100 m über Grund hochgerechnet.

Tab. 15: Maximalböen in Norddeutschland (TETZLAFF et al. 1984).

Höhe	Norddeutsches Küstengebiet		
	Jahresböe	10-Jahresböe	Jahrhundertböe
10 m über Grund	32 m/s	38 m/s	50 m/s
100 m über Grund	38 m/s	45 m/s	60 m/s

Temperatur

In Tab. 16 sind mittlere Luft- und Wassertemperaturen für die Deutsche Bucht dargestellt. Die tiefsten Temperaturen werden für Luft und Wasser im Februar gemessen, die höchsten Werte im August. Wasser und Luft sind in den Sommermonaten nahezu gleich temperiert, während im Winter die Wassertemperaturen über denen der Luft liegen.

Tab. 16: Mittlere Luft- und Wassertemperaturen sowie die Differenz Luft-Wasser (in °C, BSH 2000) für die Deutsche Bucht.

Deutsche Bucht	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Mittlere Lufttemperatur	3,7	3,3*	4,4	6,5	10,3	13,8	16,2	17,1	14,9	12,1	7,7	5,0	9,6
Mittlere Wassertemperatur	4,7	3,9*	4,3	6,3	9,9	13,7	16,4	17,5	15,9	13,4	9,7	6,5	10,2
Differenz Luft-Wasser	-1,0	-0,6	0,1	0,2	0,4	0,1	-0,2	-0,4	-1,0	-1,3	-2,0	-1,5	-0,6

Erläuterung: Maxima sind durch **Fett**druck und Minima durch * hervorgehoben

Nebelbildung und Niederschläge

Nebel kann in allen Teilen der Nordsee das ganze Jahr über auftreten. In Abhängigkeit von der Windstärke treten Nebel im Allgemeinen am ehesten bei Windstille oder umlaufenden Winden auf. Da in der Deutschen Bucht der Landeinfluss am stärksten ist, überwiegen dort Verdunstungs- und Strahlungsnebel, die in den Wintermonaten am häufigsten und in den Sommermonaten am wenigsten auftreten (BSH 1994). Zu allen Jahreszeiten können sog. „hängende Nebel“ auftreten. Diese Hochnebeldecken reichen nicht bis zum Meeresspiegel hinab und können Gegenstände, die höher als 20-100 m über dem Meer sind, verdecken, ohne dass man sich der Anwesenheit des Nebels bewusst wird. Leuchtfeuer oder auch Windenergieanlagen sind in diesem Fall nicht zu erkennen (DHI 1989).

Die Niederschlagsintensität ist auf See im Herbst am größten, wenn die Luft über dem noch verhältnismäßig warmen Wasser labil wird. Gewitter treten in der Nordsee verhältnismäßig selten auf und sind, aufgrund der größeren Temperaturdifferenzen, am ehesten im Bereich der Deutschen Bucht zu verzeichnen. Am häufigsten kommen sie in den Sommer- und Herbstmonaten in Verbindung mit Starkregenfällen vor. An der Inselstation Helgoland treten die höchsten Niederschläge im Herbst bzw. Frühwinter auf, wobei die Niederschlagsintensität im Sommer und Herbst höher ist als im Frühling und Winter (siehe Tab. 17). Starkregenfälle treten ebenfalls überwiegend im Sommer und Herbst auf.

Tab. 17: Mittlere monatliche und jährliche Niederschläge in mm für die Inselstation Helgoland (BSH 2000).

	Jan.	Feb.	Mär.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.	Jahr
Helgoland	56	34*	46	38	43	55	59	65	76	82	96	69	719

Für die Feuerschiffe Deutsche Bucht und Elbe 1 werden von SCHMIDT (1990) folgende mittlere jährliche Niederschlagsmengen angegeben (Beobachtungszeitraum 1949-1980):

- Deutsche Bucht: 687 mm/Jahr und
- Elbe 1: 613 mm/Jahr.

6.3.2 Vorbelastungen

Die bestehenden Vorbelastungen der Windverhältnisse auf dem Meer (z.B. durch Hindernisse) sind sehr gering und zu vernachlässigen.

6.3.3 Bestandsbewertung

Generell wird das Klima durch Stäube und Schadstoffe belastet, die sich im Rahmen der weltweiten Klimazirkulation auch im Pilotgebiet niederschlagen können. Gleichwohl ist das Schutzgut weitgehend natürlich ausgeprägt. Der Grad seiner Natürlichkeit wird mit hoch bewertet. Die Aspekte Seltenheit/Gefährdung sowie Vielfalt/Eigenart finden für dieses Schutzgut keine Anwendung.

6.4 Schutzgut Makrozoobenthos

Im Rahmen der Basisuntersuchungen, die gemäß Standarduntersuchungskonzept (StUK) vor der Errichtung von Windkraftanlagen zu erfolgen hat, wird das Makrozoobenthos in einer zweijährigen Zustandsaufnahme erfasst. Das in 2002 abgeschlossene erste Untersuchungsjahr bildet die wesentliche Grundlage für die Beschreibung und die Bewertung des Schutzgutes Makrozoobenthos am Standort Sandbank 24. Die Untersuchungen zum Makrozoobenthos wurden im Pilotgebiet selbst sowie in einem Referenzgebiet durchgeführt. Die Ergebnisse aus dem Referenzgebiet haben in der vorliegenden UVS nur orientierenden Charakter und werden deshalb nicht ausführlich dargestellt (s. dazu IFAÖ 2003).

6.4.1 Bestandscharakterisierung

Die Ergebnisse der im Frühjahr und Herbst 2002 durchgeführten Makrozoobenthosuntersuchungen im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 sind in IFAÖ (2003) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die relevanten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

Untersuchungsgebiet und –konzept

Die Untersuchungen zum Makrozoobenthos erfolgten gemäß dem Standarduntersuchungskonzept (StUK) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH 2001). Sie wurden durch das Institut für Angewandte Ökologie (Neu Broderstorf) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Form eines Fachgutachtens durch den Vorhabenträger zur Verfügung gestellt (IFAÖ 2003), sie bilden die wesentliche Grundlage der Bestandsbeschreibung und Bewertung der vorliegenden UVS.

Die Zoobenthos-Probennahme im Verlauf der Voruntersuchungen (13.02.-15.02.2002 und 22.-26.04.2002) und während der Frühjahrskampagne (12.05.-17.05. 2002 und 28.05.-31.05.2002) erfolgte flächenorientiert im Pilotgebiet sowie in einem Referenzraum. Aufgrund der großen Heterogenität der Sedimente im Pilotgebiet (s. Kap. 6.1) wurde in Absprache mit dem BSH die Konzeption für die Benthosbeprobung dahingehend geändert, dass während der Herbstkampagne (26.09.-04.10.2002; 07.10.-11.10.2002 und 04.12.-05.12.2002) gezielt alle wesentlichen vorkommenden

Biotoptypen (Feinsand, Grobsand und Steinfelder) im Pilotgebiet beprobt wurden. Dies hat auch zu einer Verlagerung des Referenzraumes geführt. Die Koordinaten des beprobten Pilotgebietes sowie der jeweiligen Referenzräume zeigt Tab. 18.

Tab. 18: Geographische Lage der Untersuchungsgebiete für das Schutzgut Zoobenthos (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum WGS84).

		Nördl. Breite	Östl. Länge
Referenzraum	Pilotgebiet	55°19.110'	6°46.293'
		55°17.957'	6°51.465'
		55°14.317'	6°54.331'
		55°02.873'	6°55.800'
		55°02.873'	6°52.218'
	Gebiet Ost-West (Herbstkampagne)	55°02.728	6°48.851
		55°01.621	6°35.519
		55°03.217	6°32.134
		55°06.256	6°30.459
		55°07.552	6°46.952
	Gebiet Süd-Nord (Frühjahrskampagne)	55°13.951'	6°33.725'
		55°14.837'	6°38.802'
		55°02.590'	6°47.159'
		55°02.036'	6°40.528'

Untersuchungen zum Schutzgut Benthos umfassen laut StUK die folgenden Punkte:

- Untersuchungen der Sedimentstruktur mit dem Seitensichtsonar (in Kap. 6.1 dargestellt),
- Untersuchungen der Epifauna mittels Video und Baumkurre,
- Untersuchungen der Infauna durch Greiferbeprobungen,
- Untersuchungen zum Makrophytobenthos, sofern im Gebiet vorhanden (entfällt für das Vorhaben Sandbank 24, da kein Makrophytenbewuchs vorhanden ist).

Unterwasservideo: Die Kamera wurde hinter einem langsam fahrenden oder treibenden Schiff mit etwa 1-1,5 kn über den Meeresboden gezogen. Blickrichtung von Kamera und Licht wurden so gewählt, dass der Meeresboden voraus aufgezeichnet wurde. Zum Einsatz kam eine digitale Videoeinrichtung gekoppelt mit einem D-GPS-Gerät, so dass auf dem jeweiligen Videoabschnitt direkt Datum, Zeit, Koordinate und Wassertiefe vermerkt sind. Die Auswertung der Videoaufzeichnungen erfolgte schon an Bord des Schiffes während der Aufzeichnung und im Post-Processing. Identifiziertes Epibenthos wurde zusammen mit den Positionsdaten in einer Datenbank erfasst und

ziertes Epibenthos wurde zusammen mit den Positionsdaten in einer Datenbank erfasst und mit dem Programm ArcView ausgewertet und dargestellt. Einzelne Szenen mit charakteristischen Biotopstrukturen oder beobachteten Arten wurden als Kurzfilm und Standbilder dokumentiert. Die Lage der durchgeführten Videountersuchungen im Pilotgebiet zeigen die Abb. 11 (Frühjahr 2002) und Abb. 12 (Herbst 2002). Im Rahmen der Frühjahrsprobenahme erfolgten insgesamt 15 Transektfahrten zu je 20 Minuten im Pilotgebiet und 10 Transekte zu je 20 Minuten im Referenzgebiet Süd-Nord. Im Herbst wurde aufgrund der festgestellten Habitatdiversität die Anzahl der Transekte erhöht. Sowohl im Pilotgebiet als auch im Referenzgebiet (Ost-West) wurden je 20 Transekte befahren. Zusätzlich wurden im Bereich der Steinfelder (s.u.) Videotransekte gefahren (5,5 Stunden im Referenzgebiet und 4 Stunden im Pilotgebiet, Abb. 12). Die Transekte des Unterwasservideos sind in etwa deckungsgleich mit den Transekten der Baumkurre-Erfassungen (s.u.).

Baumkurre: Die Erfassung erfolgte mittels Baumkurre mit einer Öffnungsweite von 200cm x 60cm und einer Maschenweite von 10 mm. Die Kurre wurde mit 2 bis 3 kn Geschwindigkeit für 5 Minuten (Aufsetzen der Kurre bis zum Hieven) über Grund geschleppt, so dass bei 3 kn Schleppgeschwindigkeit eine Fläche von ca. 900m² beprobt wurde. Der Netzinhalt wurde an Bord nach Arten sortiert, gezählt und gewogen. Belegexemplare und vor Ort nicht bestimmbar Arten wurden fixiert und im Labor identifiziert, alle übrigen Tiere wurden wieder in das Meer zurückgegeben. Von den großen und häufigen Arten wurde die Biomasse (Feuchtgewicht, Gesamtmasse einer Art) an Bord mit einer Federwaage bestimmt (Genauigkeit 10g). Alle anderen Arten wurden fixiert und im Labor gewogen.

Die Lage der durchgeführten Erfassungen mittels Baumkurre zeigen die Abb. 13 (Frühjahr 2002) und Abb. 14 (Herbst 2002). Im Pilotgebiet wurden insgesamt 15 Kurrebeprobungen im Frühjahr 2002 und 20 Kurrebeprobungen im Herbst 2002 durchgeführt.

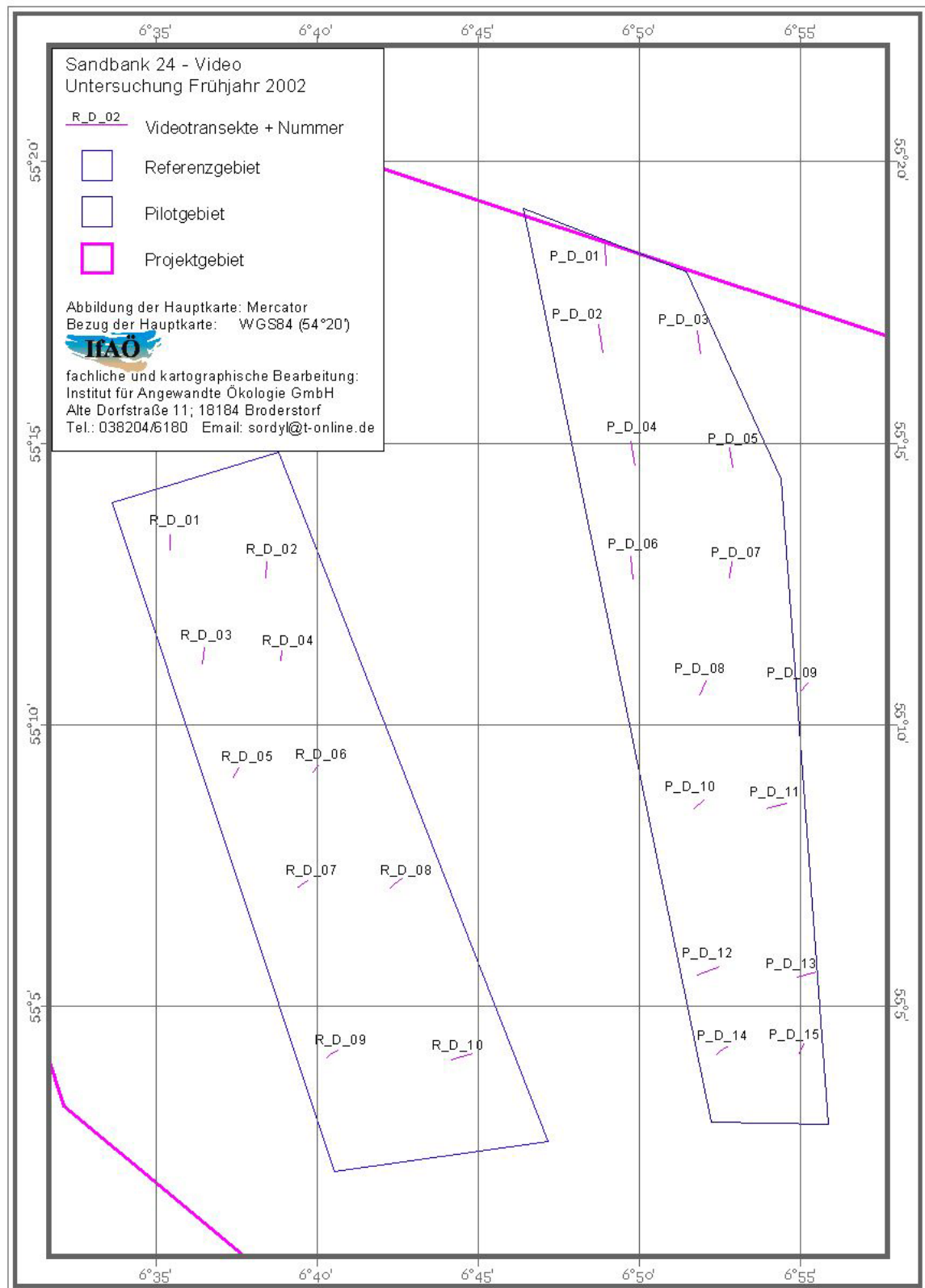


Abb. 11: Lage der Stationen mit Videountersuchungen im Frühjahr 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).

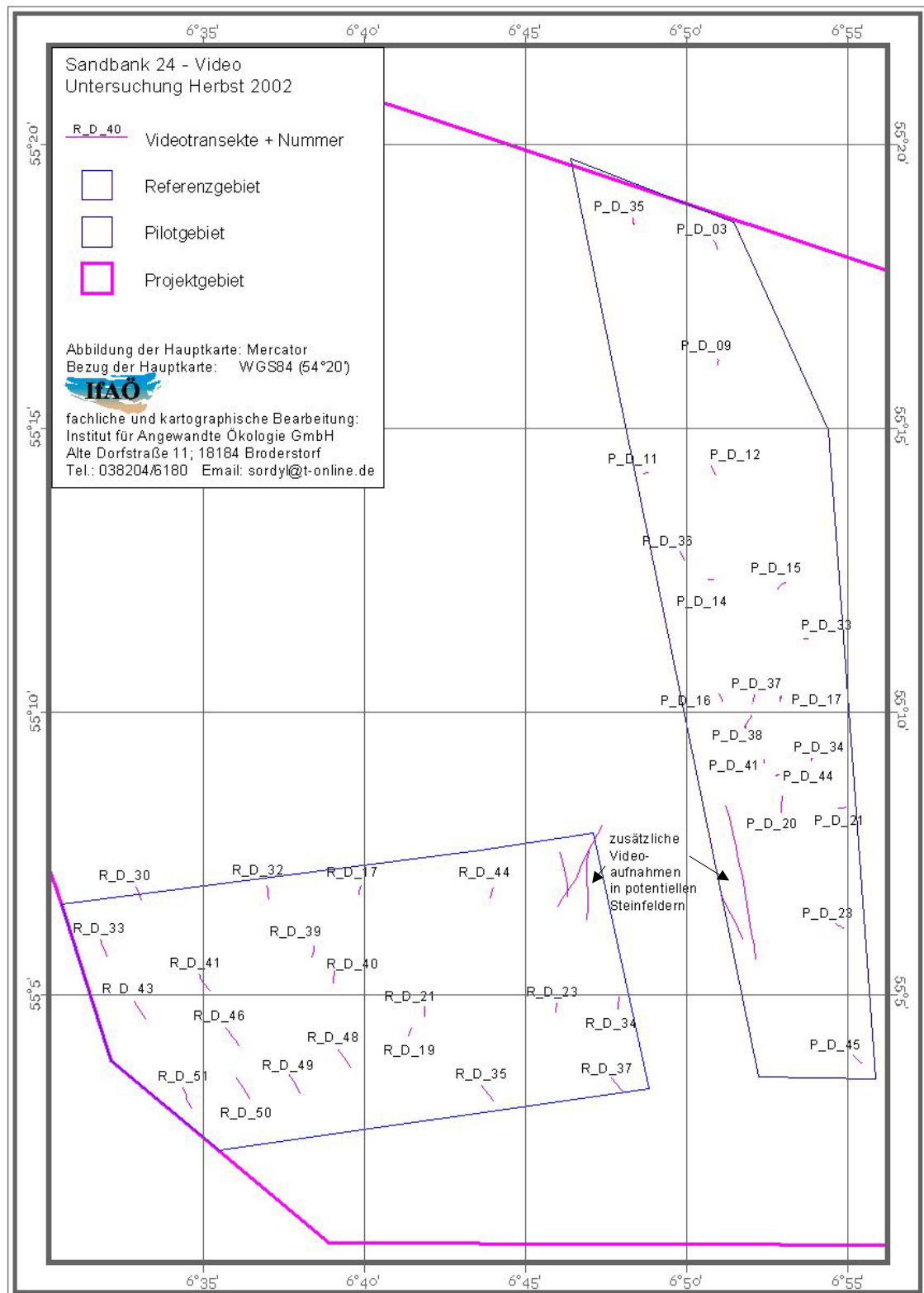


Abb. 12: Lage der Stationen mit Videountersuchungen im Herbst 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).

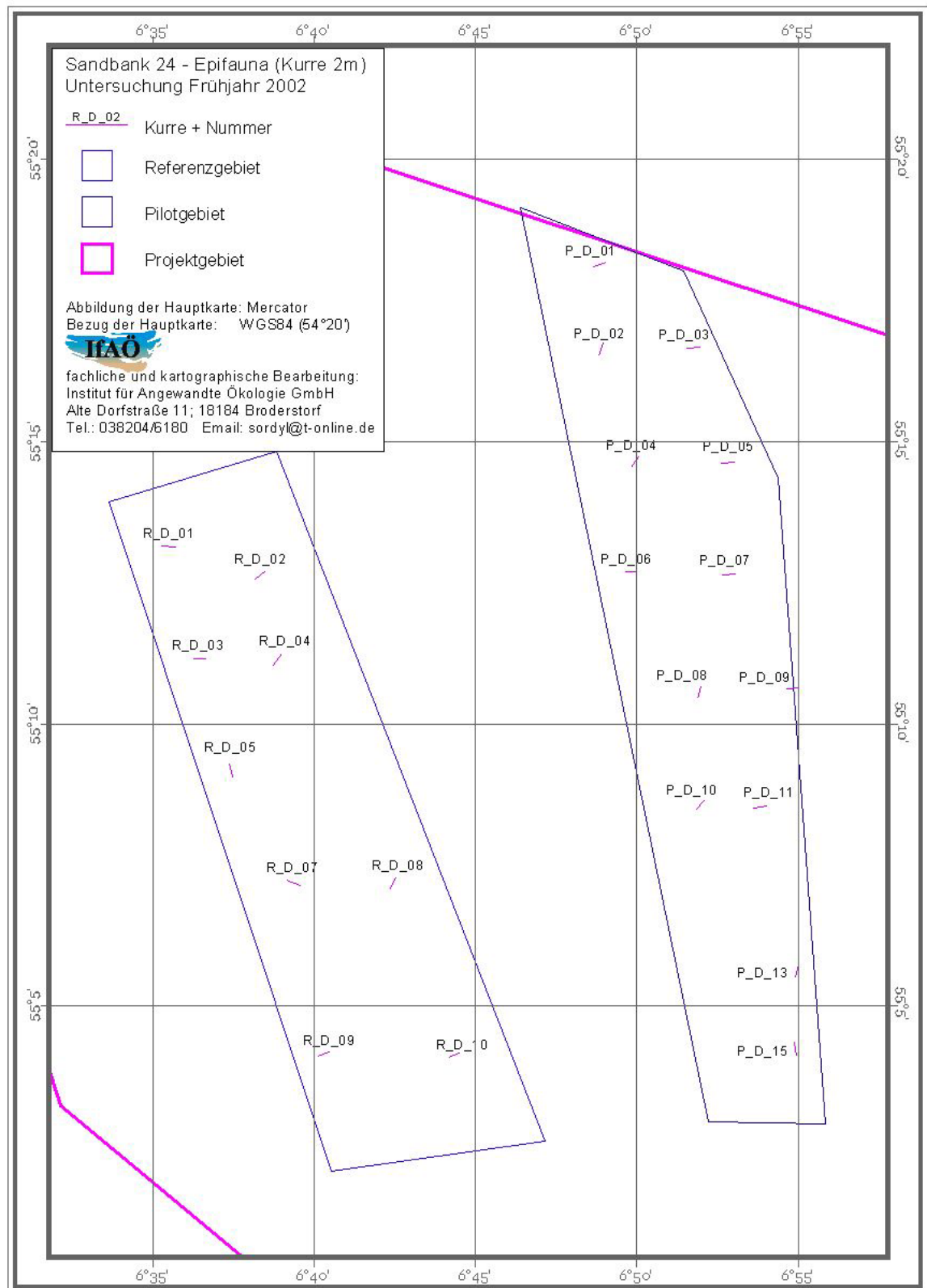


Abb. 13: Lage der Stationen mit Kurrebeprobungen im Frühjahr 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle IFAÖ 2003).

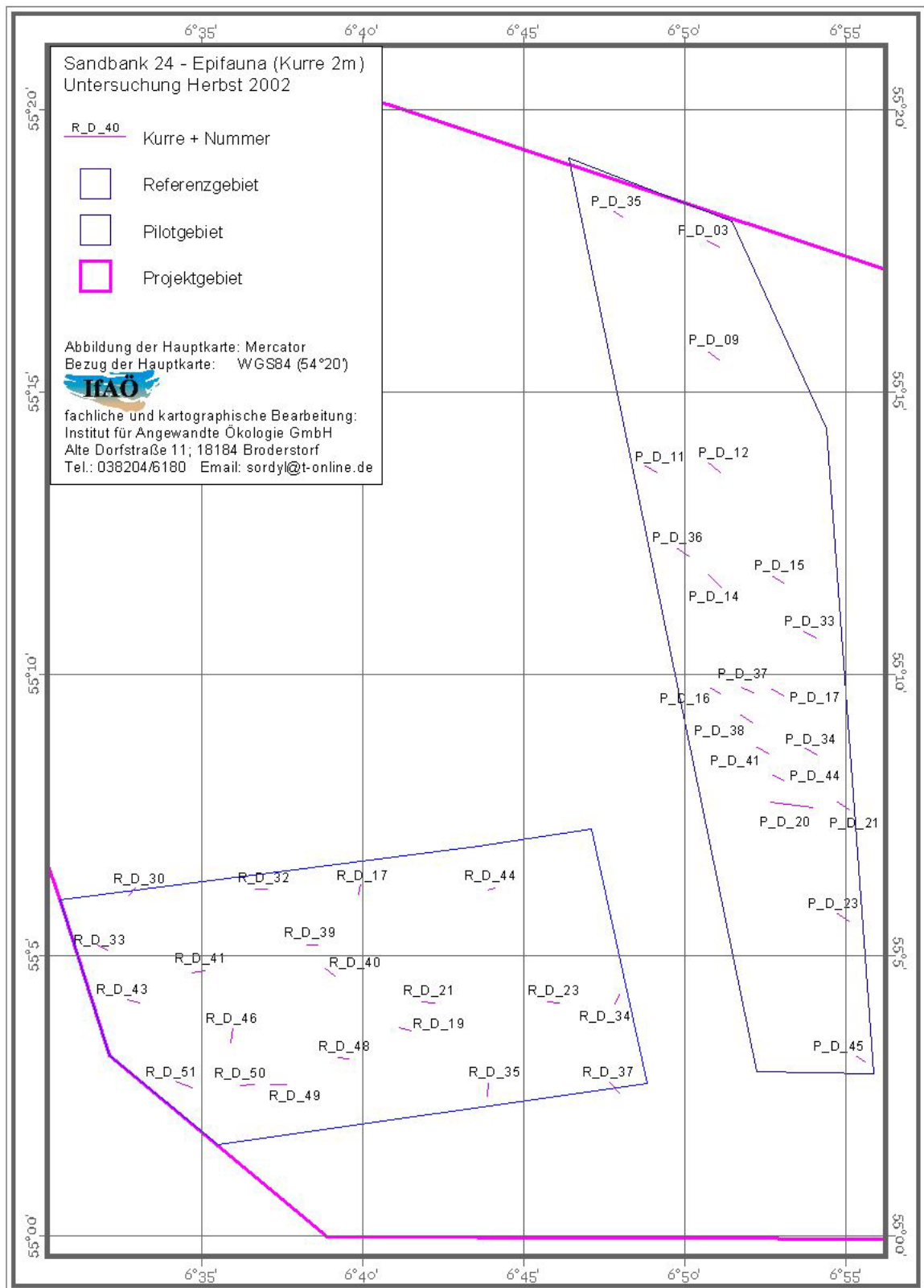


Abb. 14: Lage der Stationen mit Kurrebeprobungen im Herbst 2002 im Pilot- und Referenzgebiet (Quelle IFAÖ 2003).

Greiferbeprobungen: Die Greiferbeprobungen wurden, den internationalen ICES-Richtlinien entsprechend und dem StUK folgend, mit einem van-Veen-Bodengreifer (Ausstichfläche 0,1 m², 75 kp) ausgeführt. Das entnommene Sedimente wurde in einer Wanne aufgeschwemmt und portionsweise über ein 1 mm-Sieb gesiebt. Der Siebrückstand wurde in Sammelgefäße überführt und mit 4%igem Borax-gepuffertem Formaldehyd für die Laboruntersuchungen konserviert. Weitere Angaben zur Aufarbeitung der Proben und zur Auswertung sind IFAÖ (2003) zu entnehmen.

Der Gefährdungsgrad der Arten und Biotope wurde nach den „Roten Listen der Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs“ (RACHOR et al. 1995) bestimmt. Der in dieser Arbeit genannte Gefährdungsgrad bezieht sich auf das Teilgebiet „Nordsee“.

Im Rahmen der Frühjahrskampagne wurden im Zeitraum 13. – 17.5.02 im Pilotgebiet an 30 Stationen Infaunabeprobungen durchgeführt. Während der Herbstkampagne vom 30.9.02 bis zum 1.10.02 fanden an 45 Stationen Probenahmen statt. Die Lage der Probenahmestationen zeigen die Abb. 15 (Frühjahr 2002) und Abb. 16 (Herbst 2002). An jeder Station wurden im Frühjahr 3 Parallelproben entnommen, im Herbst 2.

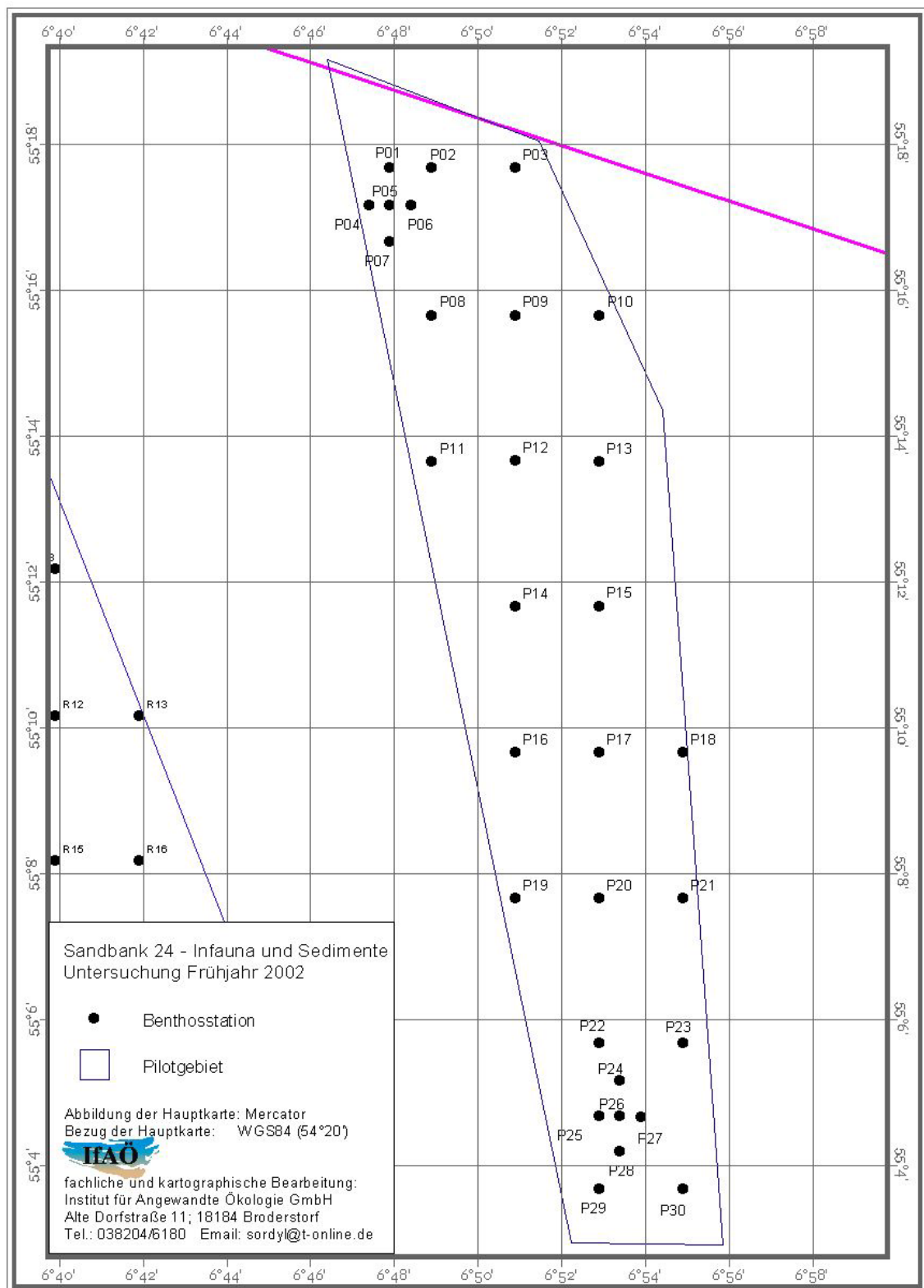


Abb. 15: Lage der Stationen mit Infauna- und Sedimentbeprobungen im Frühjahr 2002 im Pilotgebiet (Quelle IFAÖ 2003).

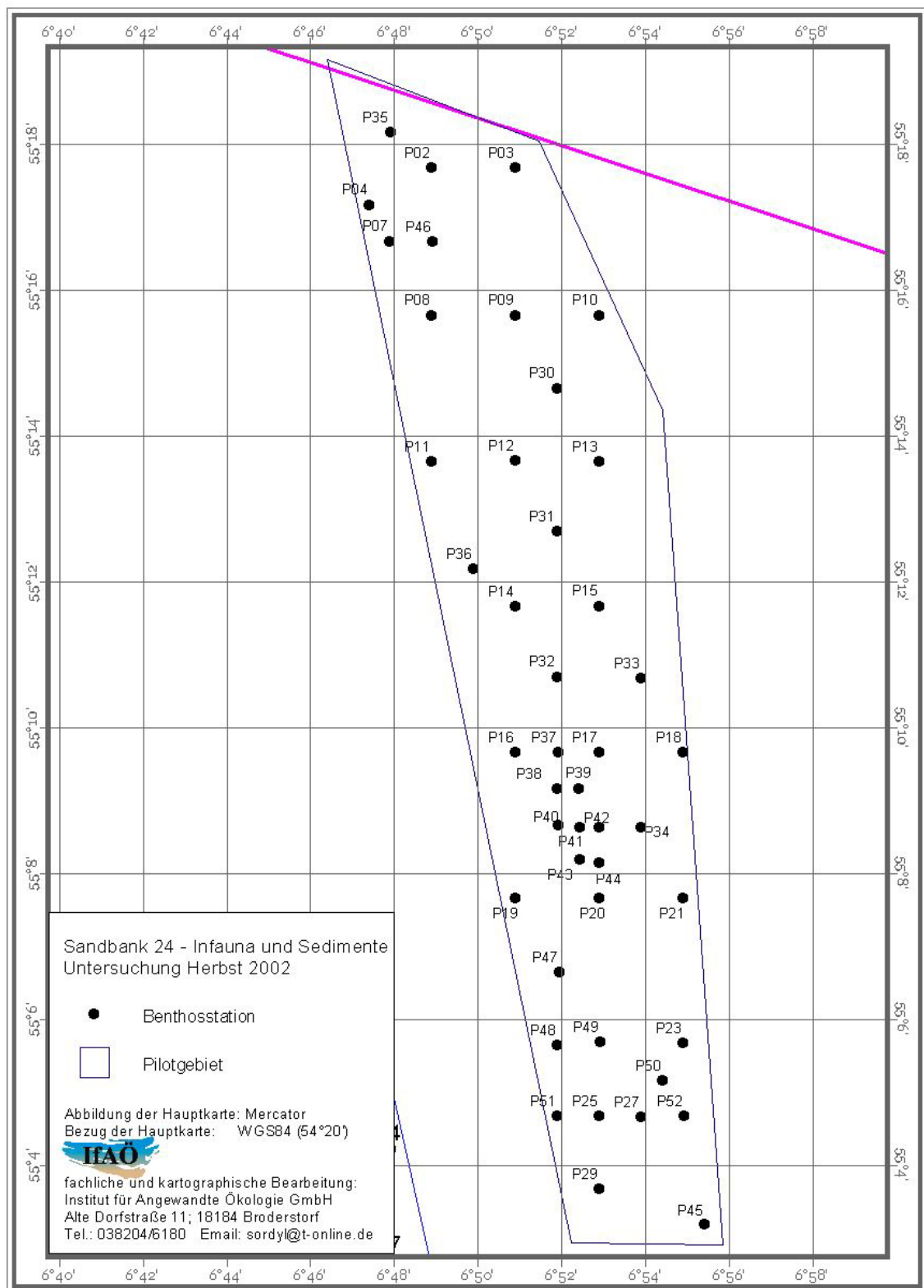


Abb. 16: Lage der Stationen mit Infauna- und Sedimentbeprobungen im Herbst 2002 im Pilotgebiet (Quelle IFAÖ 2003).

6.4.1.2 Ergebnisse der Erfassungen - Epifauna

Aussagen über die Epifauna des Pilotgebietes können vor allem auf Grundlage der Ergebnisse der Kurrebeprobungen gemacht werden. Die Videoaufzeichnungen aus dem Pilotgebiet liefern ergänzende Information, insbesondere zur Besiedlung der Grobsedimentareale (s. Kap. 6.1), in denen keine Kurrefänge durchgeführt werden konnten.

Probenahmekampagne Frühjahr 2002

Während der Frühjahrs-Kurrebeprobung wurden im Pilotgebiet 23 Wirbellosentaxa nachgewiesen, davon 8 Taxa der Crustacea und jeweils 6 Taxa der Mollusken und Stachelhäuter (Echinodermata). Die Gruppen der Cnidaria, Porifera und Tunicata waren mit jeweils einem Taxon vertreten. Die erfasste Fischfauna wurde in diesem Zusammenhang nicht bearbeitet. Maximal 11 Arten (D 05-P und D06-P) wurden pro Hol identifiziert. Das Minimum lag bei 5 Arten (D11-P). Im Mittel waren 8 Arten/Hol vertreten. Durchschnittlich wurden 100 Individuen pro Hol gefangen. Das Maximum betrug 221 Ind./Hol (D 09-P), das Minimum 23 Ind./Hol (D 02-P).

Am häufigsten vertreten waren der Gemeine Seestern *Asterias rubens* mit einer durchschnittlichen Dichte von 43 Ind./Hol und der Kammstern *Astropecten irregularis* mit 19 Ind./Hol. Ebenfalls häufig nachgewiesen wurden die Schwimmkrabbe *Liocarcinus holsatus* mit durchschnittlich 14 Ind./Hol, der Antennenkrebs *Corystes cassivelaunus* (12 Ind./Hol) und die Hartsubstrat besiedelnde Seescheide *Ciona intestinalis* (12 Ind./Hol). eine Hartbodenart, mit durchschnittlich 19 Ind./Hol und der Antennenkrebs *Corystes cassivelaunus* mit 15 Ind./Hol. Weiterhin wurden der Einsiedlerkrebs *Eupagurus bernhardus*, die Garnele *Crangon allmani* und der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* regelmäßig nachgewiesen.

Zu den kleineren Arten unter den Crustacea, die in den Kurreproben vereinzelt nachgewiesen werden konnten, gehörten *Macropodia rostrata* und *Thia scutellata*. Unter den Mollusken wurden die Wellhornschnecke *Buccinum undatum* und die Muschelarten *Macra stultorum*, *Dosinia exoleta*, *Spisula solida*, sowie *Phaxas pellucidus* in wenigen Exemplaren nachgewiesen. Tab. 19 zeigt die Gesamtartenliste der im Mai 2002 im Rahmen der Baumkurrebeprobungen nachgewiesenen Taxa.

Eine zusätzliche Information zur Zusammensetzung der Epifauna lieferten die Videoaufnahmen in den Steingebieten. Die im Gebiet durch die Videoaufnahmen erfassten Steine schienen überwiegend nicht von größerer Aufwuchsf fauna bewachsen zu sein. Lediglich die kalkröhrenbauenden Polychaeten der Familie Serpulidae (*Pomatoceros triqueter*) waren regelmäßiger Bestandteil des Aufwuchses. Die Tote Mannshand *Alcyonium digitatum* und die Seescheide *Ciona intestinalis* besiedelten nur vereinzelt den Hartboden, wobei die Seescheide einige Steine völlig bedeckte (Abb. 17).

Tab. 19: Gesamtartenliste der Kurrebeprobungen im Mai 2002 mit Individuenzahlen/Hol; x = keine Probenahme da Steine im Gebiet, + = präsent, aber nicht gezählt (Quelle: IFAÖ 2003).

Taxon	Mai 2002: Pilotgebiet														
	D1-P	D2-P	D3-P	D4-P	D5-P	D6-P	D7-P	D8-P	D9-P	D10-P	D11-P	D12-P	D13-P	D14-P	D15-P
Cnidaria															
Hydrozoa, thecat							+								
Hydrozoa, athecat															
<i>Metridium senile</i>															
Porifera								1							
Polychaeta															
<i>Aphrodita aculeata</i>															
Crustacea															
<i>Balanus crenatus</i>					x	2									
<i>Balanus balan</i>						2									
<i>Crangon allmani</i>			3		1		2	2	3			x	1	x	5
<i>Crangon crangon</i>															
<i>Processa parva</i>															
<i>Eupagurus bernhardus</i>	3	2		1	3	1	8	3	1	2	4	x	1	x	1
<i>Cancer pagurus</i>										1					
<i>Corystes cassivelaunus</i>	6		1	15	5	2	42	30	45	2	2	x		x	4
<i>Ebalia cranchii</i>															
<i>Galathea intermedia</i>															
<i>Liocarcinus holsatus</i>		3	5	2	2	1	18	15	39	24	30	x	17	x	19
<i>Liocarcinus mammoreus</i>															
<i>Macropodia rostrata</i>							1		2						
<i>Pilumnus hirtellus</i>															
<i>Thia scutellata</i>						1							1		
Mollusca															
<i>Acteon turnatilis</i>															
<i>Aporrhais pespelecani</i>															
<i>Buccinum undatum</i>					2										
<i>Crepidula fornicata</i>															
<i>Lunatia catena</i>															
<i>Turritella communis</i>															
Nudibranchiata			3			1		2							
<i>Aequipecten opercularis</i>															
<i>Dosinia exoleta</i>										2					
<i>Mactra stultorum</i>				2	1										
<i>Phaxas pellucidus</i>	1														
<i>Spisula solida</i>			1												
<i>Tellina fabula</i>															
<i>Loligo vulgaris</i>															
Bryozoa															
<i>Flustra foliacea</i>															
Echinodermata															
<i>Amphiura filiformis</i>															
<i>Ophiura albida</i>															
<i>Ophiura ophiura</i>			4	2											
<i>Asterias rubens</i>	7	13	14	69	55	53	53	63	70	27	53	x	52	x	30
<i>Astropecten irregularis</i>	5		12	4	4	5	32	14	60	53	12	x	12	x	29
<i>Echinocardium cordatum</i>	1	2				1	9			1					
<i>Echinocyamus pusillus</i>		1													
<i>Psammechinus miliaris</i>			3		8								1		
Tunicata															
<i>Ciona instestinalis</i>	7	2	12	9	18	5	1		1	1			7		4
Anzahl Taxa (Wirbellose)	7	6	10	8	11	11	10	8	8	9	5	x	8	x	7
Individuen	30	23	58	104	99	74	166	130	221	113	101	x	92	x	92



Abb. 17: Seescheiden auf Steinen und Tote Mannshand im Bereich der Steinfelder (Videoprints, Quelle IFAÖ 2003).

Die mittlere Biomasse betrug im Pilotgebiet 645g Feuchtgewicht/Hol. Dabei stellten die großen, häufigen Arten auch den größten Biomasseanteil. Im Pilotgebiet entfiel entsprechend ein Großteil der Biomasse auf den Gemeinen Seestern *A. rubens* mit 250g/Hol und den Antennenkreb *C. cassivelaunus* mit 113g/Hol. Den Anteil der jeweiligen Arten an der Gesamtbiomasse im Frühjahr 2002 zeigt Abb. 18.

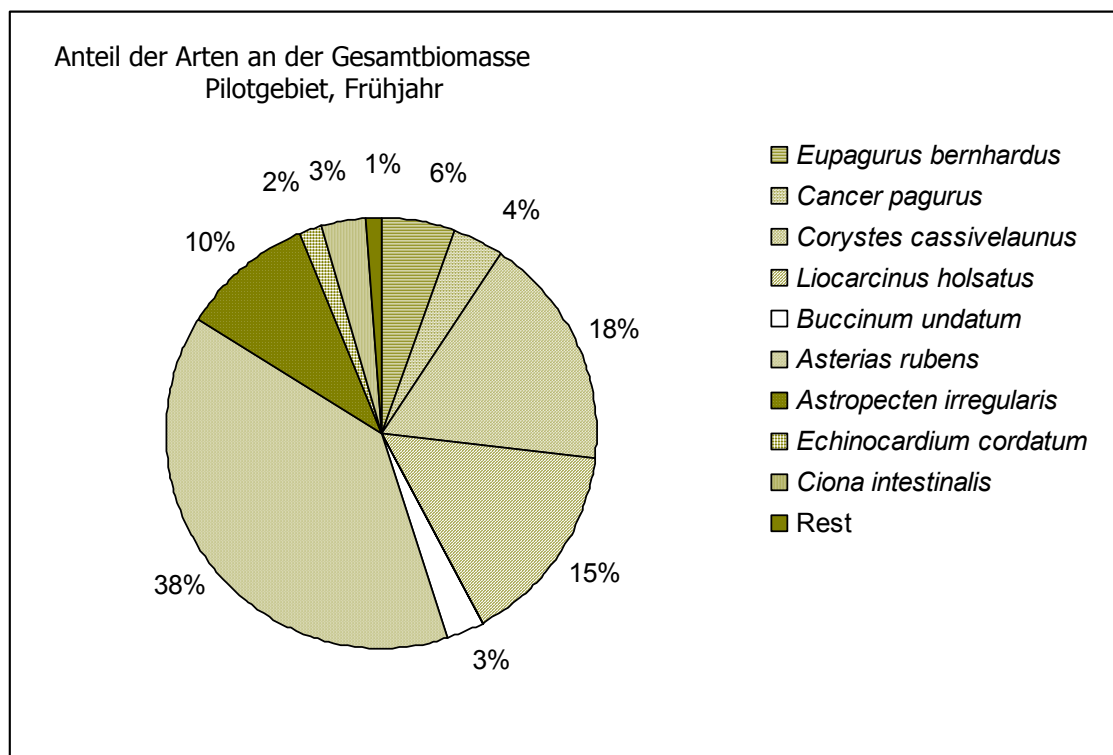


Abb. 18: Anteil der einzelnen Arten an der Gesamtbiomasse bei der Kurrebeprobung im Frühjahr 2002 (Quelle: IFAÖ 2003).

Probenahmekampagne Herbst 2002

Während der Herbstuntersuchungen wurden 23 Wirbelosentaxa im Pilotgebiet mittels Kurre nachgewiesen. Neben 8 Krebsarten waren die Stachelhäuter (Echinodermata) mit 5 Arten und die Mollusken mit 4 Arten vertreten. Weiterhin wurden 3 Arten der Cnidaria und jeweils 1 Art der Porifera, Bryozoa und Tunicata nachgewiesen. Im Mittel wurden 6 Arten/Hol gefangen, maximal waren es 10 Arten (P 35), minimal 4 Arten (P 11, P 15, P 23, P 34, P 41). Durchschnittlich wurden 315 Tiere/Hol erfasst. Das Maximum betrug 2041 Ind./Hol (P 09), das Minimum 63 Ind./Hol (P 21).

Der Gemeine Seestern *Asterias rubens*, der Kammstern *Astropecten irregularis*, die Schwimmkrabbe *Liocarcinus holsatus* und der Einsiedlerkrebs *Eupagurus bernhardus* waren im Pilotgebiet die dominanten Arten und konnten an allen Stationen nachgewiesen werden. Die mittlere Dichte betrug 150 Ind./Hol (*A. rubens*), 27 Ind./Hol (*A. irregularis*), 21 Ind./Hol (*L. holsatus*) bzw. 6 Ind./Hol (*E. bernhardus*). Der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* zeigte eine stark fleckenhafte Verteilung. So wurden an den Station P 09 mit 1.841 Individuen und P 12 mit 133 Individuen Massenvorkommen dieser Art dokumentiert. In anderen Kurre-Hols des Pilotgebietes wurde die Art hingegen nur sehr vereinzelt, häufig gar nicht vorgefunden. Anzumerken ist allerdings, dass diese Art gewöhnlich bis zu 20 cm tief im Sediment eingegraben lebt und damit durch die Kurrebeprobungen kaum erfasst werden kann. Auf dem Sediment liegende Tiere sind zumeist moribund; vermutlich sterben sie nach dem Abbläichen ab. In den Massenfängen von Herzseeigeln befanden sich fast nur absterbende oder tote Tiere (IFAÖ 2003). Grundsätzlich ist von einem dichten Bestand auszugehen, der aber mit den angewandten Methoden nicht quantitativ erfasst wird.

Die Garnele *Crangon allmani* wurde im Pilotgebiet lediglich in 2 Hols nachgewiesen. In dem benachbarten Referenzgebiet konnte die Art hingegen an nahezu allen Stationen nachgewiesen (Präsenz 95%) werden. Da die 2 Hols mit *C. allmani* des Pilotgebietes sowie sämtliche Hols des Referenzgebietes erst im November durchgeführt wurden, die größte Teil der Hols des Pilotgebietes hingegen schon im Oktober ist die Diskrepanz in der Verbreitung der Art eventuell auf einen saisonalen Effekt und nicht auf eine reale unterschiedliche Verbreitung zurückzuführen.

Gegenüber der Epifauna des Frühjahres konnte im Herbst die Schwimmkrabbe *Liocarcinus marmoreus* erstmals im Pilotgebiet nachgewiesen werden.

Die Seescheide *Ciona intestinalis*, der Seeigel *Psammechinus miliaris* und der Taschenkrebs *Cancer pagurus* wurden nur vereinzelt im Pilotgebiet angetroffen. Eine Kolonie des Moostierchens *Flustra foliacea* im Hol P 35 war moribund und vermutlich eingedrftet. Die weiteren Aufwuchsorganismen (Hydrozoa, *Metridium senile*) hatten sich auf Muschelschalen und Resten von Seeigelgehäusen angesiedelt.

Im Grobsedimentareal mit Steinen im südwestlichen Teil des Pilotgebietes konnten im Video Kalkröhrenwürmer (Polychaeta: Serpulidae) und Hydrozoa (vermutlich *Tubularia bellis*) ausgemacht werden. Darüber hinaus waren vereinzelt die Seescheide *Ciona intestinalis*, die Tote Mannshand *Alcyonium digitatum* und die Seenelke *Metridium senile* Teil der Aufwuchsfauna. Tab. 20 zeigt die Gesamtartenliste der im Oktober/November 2002 im Rahmen der Baumkurrebeprobungen nachgewiesenen Taxa.

Tab. 20: Gesamtartenliste der Kurrebeprobungen im Oktober/November 2002 mit Individuenzahlen/Hol; + = präsent, aber nicht gezählt (Quelle: IFAÖ 2003).

Taxon	Oktober/November 2002: Pilotgebiet																			
	P 03	P 09	P 11	P 12	P 14	P 15	P 16	P 17	P 20	P 21	P 23	P 33	P 34	P 35	P 36	P 37	P 38	P 41	P 44	P 45
Cnidaria																				
Hydrozoa, thecat				+																
Hydrozoa, athecat					+		+					+		+		+				
<i>Metridium senile</i>		2																		
Porifera										1				1						
Polychaeta																				
<i>Aphrodita aculeata</i>																				
Crustacea																				
<i>Balanus crenatus</i>																				
<i>Balanus balanus</i>																				
<i>Crangon allmani</i>									55											107
<i>Crangon crangon</i>																				
<i>Processa parva</i>																				
<i>Eupagurus bernhardus</i>	1	1	1	9	7	3	38	7	3	3	4	6	1	4	4	12	7	2	5	10
<i>Cancer pagurus</i>										1									1	
<i>Corystes cassivelaunus</i>																				
<i>Ebalia cranchii</i>																				
<i>Galathea intermedia</i>							2													
<i>Liocarcinus holsatus</i>	1	4	1	15	13	21	3	23	8	2	8	52	8	21	6	84	85	51	6	10
<i>Liocarcinus marmoreus</i>	2				1			2						2						
<i>Macropodia rostrata</i>	1			11			1					1		1		1				
<i>Pilumnus hirtellus</i>																				
<i>Thia scutellata</i>																1				
Mollusca																				
<i>Acteon turnatilis</i>																				
<i>Aporrhais pespelecani</i>																				
<i>Buccinum undatum</i>																				
<i>Crepidula fornicata</i>																				
<i>Lunatia catena</i>																				
<i>Turritella communis</i>					2															
Nudibranchiata																				
<i>Aequipecten opercularis</i>																				
<i>Dosinia exoleta</i>								1												
<i>Mactra stultorum</i>																				
<i>Phaxas pellucidus</i>																				
<i>Spisula solida</i>					1												1			
<i>Tellina fabula</i>												1								
<i>Loligo vulgaris</i>																				
Bryozoa																				
<i>Flustra foliacea</i>														+						
Echinodermata																				
<i>Amphiura filiformis</i>																				
<i>Ophiura albida</i>		1																		
<i>Ophiura ophiura</i>																				
<i>Asterias rubens</i>	53	177	68	496	108	81	70	132	23	38	102	263	77	109	212	106	137	117	132	500
<i>Astropecten irregularis</i>	7	15	14	91	17	86	2	55	22	18	21	58	7	18	14	27	12	17	25	18
<i>Echinocardium cordatum</i>		1841		133				2							1					
<i>Echinocyamus pusillus</i>																				
<i>Psammechinus miliaris</i>	17								5			1		1					1	1
Tunicata																				
<i>Ciona instestinalis</i>				4								2					2			
Anzahl Taxa (Wirbellose)	7	7	4	8	8	4	7	7	6	6	4	9	4	10	5	7	6	4	6	6
Individuen	82	2041	84	759	149	191	116	222	116	63	135	384	93	157	237	231	244	187	170	646

Das mittlere Feuchtgewicht war mit 1365 g/Hol im Pilotgebiet vergleichsweise groß. Auch bei Nichtberücksichtigung des extrem großen Hols P 09 (8919 g) mit dem Massenfang des Herzseeigels *Echinocardium cordatum* bleibt dieser Trend bestehen. Im Allgemeinen waren der Gemeine Seestern (*A. rubens*), der Kammstern (*A. irregularis*) und die Schwimmkrabbe (*Liocarcinus holsatus*) dominant. In einzelnen Hols erlangten der Herzseeigel und der Taschenkrebs *Cancer pagurus* größere Bedeutung (Abb. 19).

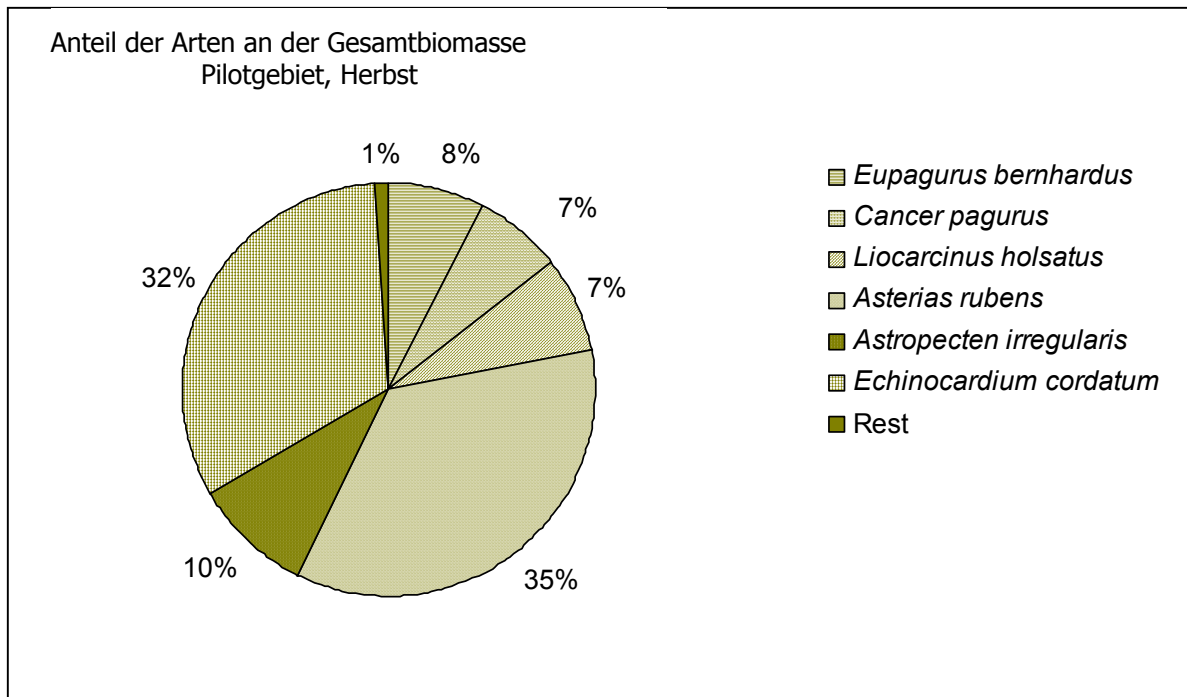


Abb. 19: Anteil der einzelnen Arten an der Gesamtbioasse bei der Kurrebeprobung im Herbst 2002 (Quelle: IFAÖ 2003).

Saisonaler Vergleich

In der Summe der Frühjahrs- und Herbstbeprobung wurden 32 Taxa im Pilotgebiet nachgewiesen. Davon waren 15 Taxa zu beiden Jahreszeiten, 9 Taxa nur im Frühjahr und 8 Taxa lediglich im Herbst in den Proben enthalten.

Von den dominanten Arten zeigten der Gemeine Seestern *Asterias rubens*, der Kammstern *Astropecten irregularis*, die Schwimmkrabbe *Liocarcinus holsatus* und der Einsiedlerkrebs *Eupagurus bernhardus* keine ausgeprägte Saisonalität. Dagegen wurden die im Frühjahr häufigen Arten *Ciona intestinalis* (Seescheide) und *Corystes cassivelaunus* (Antennenkrebs) im Herbst sehr selten bzw. gar nicht nachgewiesen. Der Herzseeigel *Echinocardium cordatum* wurde im Herbst häufiger als im Frühjahr erfasst.

Zahlreiche selten gefangene Arten wie die Krebse *Macropodia rostrata*, *Thia scutellata* und der Taschenkrebs *Cancer pagurus* waren im Pilotgebiet im Herbst und im Frühjahr präsent. Die An- bzw. Abwesenheit anderer selten gefangener Arten ist auf verschiedene Gründe zurückzuführen. Neben dem stochastischen Auftreten seltener Arten ist hier vor allem anzuführen, dass verschiede-

ne Arten an der unteren Grenze des erfassbaren Größenspektrums liegen (z.B. der Seeigel *Echinocyamus pusillus*, der Krebs *Galathea intermedia* und die Schnecke *Turritella communis*). Eine Saisonalität ist für diese Arten mit der gewählten Methode nicht festzustellen, da die Fänge überwiegend dem Zufall unterliegen.

6.4.1.3 Ergebnisse der Erfassungen - Infauna

Unter Infauna werden Arten verstanden, die sich meistens im Sediment aufhalten und sich dort (oder von dort) ernähren. Die Tiere bauen vergängliche oder feste Röhren, über die sie Kontakt zum Freiwasserkörper halten, oder bewegen sich grabend durch das Sediment. Viele Muschelarten liegen fast ortskonstant im Sediment und halten über eine Atemröhre (Sipho) den Kontakt zur Oberfläche, um an Atemwasser und Nahrung zu gelangen. Besonders räuberische Arten wie z.B. die Nephtys-Arten wühlen sich durch das Sediment, um an ihre Beute, meistens festsitzende Polychaeten, zu gelangen. Zur Flucht oder zur Vermehrung wird das Sediment von einigen Arten zeitweise verlassen.

Artenzahl

Im Pilotgebiet wurden insgesamt 177 Taxa nachgewiesen (s.o.). Alle Stationen im Pilotgebiet waren mit Makrozoobenthos besiedelt. Pro Station kamen zwischen 2 bis 20 Arten vor. Die mittlere Artenzahl betrug 35. Die Besiedlung war artenreich und setzte sich überwiegend aus kleinen, kurzlebigen Arten zusammen.

Einen Überblick über sämtliche während beider Kampagnen (Frühjahr und Herbst) im Pilotgebiet nachgewiesenen Infauna-Arten zeigt Tab. 21.

Tab. 21: Gesamtartenliste beider Probennahmen (Frühjahr und Herbst 2002) im Pilotgebiet.

Taxa	Präsenz	Taxa	Präsenz	Taxa	Präsenz
Cnidaria		<i>Protodorvillea kefersteini</i>	33	<i>Lunatia alderi</i>	84
Hydrozoa	79	<i>Ophryotrocha gracilis</i>	1	<i>Acteon tornatilis</i>	3
<i>Cerianthus</i> sp.	1	<i>Orbinia armandi</i>	20	<i>Cylichna cylindracea</i>	11
<i>Edwardsia</i> sp.	43	<i>Scoloplos armiger</i>	37	<i>Philine scabra</i>	1
Anthozoa	16	<i>Aonides paucibranchiata</i>	79	<i>Vitreolina philippii</i>	3
Turbellaria	4	<i>Polydora quadrilobata</i>	1	<i>Turbonilla acuta</i>	1
Nemertini	93	<i>Pseudopolydora pulchra</i>	5	Nudibranchia	13
Annelida, Polychaeta		<i>Scoelepis bonnieri</i>	29	Gastropoda*	1
<i>Harmothoe extenuata</i>	12	<i>Scoelepis squamata</i>	3	Mollusca, Bivalvia	
Polynoidae*	3	<i>Parascoelepis tridentata</i>	35	<i>Nucula nitida</i>	16
<i>Malmgreniella arenicola</i>	3	<i>Spio filicornis</i>	77	<i>Astarte triangularis</i>	19
<i>Malmgreniella</i> sp.*	7	<i>Spio gonioccephala</i>	12	<i>Thyasira flexuosa</i>	3
<i>Pholoe baltica</i>	19	<i>Spio decoratus</i>	15	<i>Mysella bidentata</i>	16
<i>Sthenelais limicola</i>	24	<i>Spio</i> sp.*	1	<i>Tellimya ferruginosa</i>	24
<i>Pisione remota</i>	43	<i>Spiophanes bombyx</i>	75	<i>Dosinia exoleta</i>	43
<i>Phyllodoce groenlandica</i>	7	Spionidae*	1	<i>Venus gallina</i>	33
<i>Phyllodoce laminosa</i>	1	<i>Poecilochaetus serpens</i>	41	<i>Tellina fabula</i>	20
<i>Phyllodoce longipes</i>	1	<i>Chaetopterus variopedatus</i>	5	<i>Tellina pygmaea</i>	17
<i>Phyllodoce rosea</i>	23	<i>Magelona alleni</i>	32	<i>Abra prismatica</i>	1
<i>Phyllodoce</i> sp. (juv.)*	3	<i>Magelona filiiformis</i>	28	<i>Abra alba</i>	1
<i>Eteone longa</i>	31	<i>Magelona johnstoni</i>	37	<i>Abra</i> sp.*	3
<i>Eteone foliosa</i>	3	<i>Aricidea jeffreysii</i>	1	<i>Mactra stultorum</i>	1
<i>Pseudomystides limbata</i>	28	<i>Aricidea</i> sp.*	1	<i>Spisula elliptica</i>	5
<i>Eumida bahusiensis</i>	23	<i>Chaetozone setosa</i>	35	<i>Spisula solida</i>	5
<i>Eumida</i> sp.*	1	<i>Diplocirrus glaucus</i>	1	<i>Spisula subtruncata</i>	3
<i>Hesionura elongata</i>	31	<i>Ophelia acuminata</i>	1	<i>Spisula</i> sp. (juv.)*	1
<i>Gyptis propinqua</i>	8	<i>Ophelia limacina</i>	48	<i>Lutraria magna</i>	1
<i>Ophiodromus flexuosus</i>	11	<i>Travisia forbesii</i>	8	<i>Phaxas pellucidus</i>	33
<i>Podarkeopsis helgolandica</i>	9	<i>Scalibregma inflatum</i>	1	<i>Ensis ensis</i>	17
<i>Exogone hebes</i>	9	<i>Notomastus latericeus</i>	68	<i>Ensis arcuatus</i>	1
<i>Sphaerosyllis hystrix</i>	1	<i>Owenia fusiformis</i>	45	<i>Corbula gibba</i>	24
<i>Autolytus prolifer</i>	1	<i>Amphictene auricoma</i>	1	<i>Thracia phaseolina</i>	76
<i>Typosyllis armillaris</i>	4	<i>Lagis koreni</i>	9	<i>Cochlodesma praetenue</i>	4
<i>Nereis elitoralis</i>	4	<i>Lanice conchilega</i>	41	Bivalvia*	1
<i>Websterinereis glauca</i>	23	<i>Polycirrus medusa</i>	24	Sipunculida	
<i>Nephtys assimilis</i>	23	Terebellidae*	1	<i>Phascolion strombus</i>	5
<i>Nephtys caeca</i>	20	<i>Chone duneri</i>	5	Pantopoda	5
<i>Nephtys cirrosa</i>	68	<i>Pomatoceros triqueter</i>	7	Crustacea	
<i>Nephtys hombergii</i>	15	<i>Polygordius appendiculatus</i>	7	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	11
<i>Nephtys longosetosa</i>	5	<i>Polygordius lacteus</i>	7	<i>Iphinoe trispinosa</i>	4
<i>Nephtys</i> sp. (juv.)*	8	<i>Polygordius</i> sp.*	7	<i>Pseudocuma longicornis</i>	8
<i>Glycera alba</i>	9	<i>Grania postclitellochaeta</i>	1	<i>Pseudocuma similis</i>	15
<i>Glycera lapidum</i>	60	Mollusca, Gastropoda		<i>Diastylis bradyi</i>	29
<i>Glycinde nordmanni</i>	65	<i>Hyala vitrea</i>	1	<i>Diastylis rugosa</i>	20
<i>Goniada maculata</i>	63	<i>Turritella communis</i>	1	Tanaisiacea	1
<i>Goniadella bobretzkii</i>	55	<i>Oenopota turricula</i>	1	<i>Jaera albifrons</i>	1
<i>Lumbrineris latreilli</i>	13	<i>Epitonium clathrus</i>	1	<i>Orchomene nana</i>	8

Taxa	Präsenz	Taxa	Präsenz	Taxa	Präsenz
<i>Lepideopcreum longicorne</i>	21	<i>Phoxocephalus holbolli</i>	5	<i>Corystes cassivelaunus</i>	3
<i>Hippomedon denticulatus</i>	13	<i>Megaluropus agilis</i>	9	<i>Thia scutellata</i>	25
<i>Ampelisca brevicornis</i>	33	<i>Apherusa clevei</i>	1	<i>Liocarcinus holsatus</i>	12
<i>Ampelisca spinipes</i>	5	<i>Apherusa ovalipes</i>	1	<i>Pinnotheres pisum</i>	1
<i>Ampelisca tenuicornis</i>	12	<i>Atylus swammerdami</i>	1	Decapoda larval*	41
<i>Ampelisca typica</i>	3	<i>Atylus falcatus</i>	9	Tentaculata	
<i>Amphilochus neapolitanus</i>	1	<i>Aora gracilis</i>	3	<i>Phoronis</i> sp.	51
<i>Metopa borealis</i>	1	<i>Leptocheirus hirsutimanus</i>	3	Chaetognatha	5
<i>Stenothoe marina</i>	3	Aoridae*	25	Echinodermata	
<i>Cheirocratus sundevalli</i>	3	Isaeidae*	3	<i>Asterias rubens</i>	7
<i>Cheirocratus</i> sp.*	4	<i>Siphonocetes kroyeranus</i>	32	<i>Astropecten irregularis</i>	40
<i>Melita obtusata</i>	8	<i>Unciola planipes</i>	9	<i>Asteroidea larval*</i>	15
<i>Melita pellucida</i>	1	<i>Pariambus typicus</i>	16	<i>Amphiura filiformis</i>	29
<i>Bathyporeia elegans</i>	13	<i>Phthisica marina</i>	36	<i>Ophiura albida</i>	3
<i>Bathyporeia guilliamsoniana</i>	28	<i>Caprellidae larval</i>	1	<i>Ophiura</i> sp.*	17
<i>Bathyporeia pilosa</i>	3	<i>Processa modica</i>	28	Ophiuroidea larval*	9
<i>Bathyporeia tenuipes</i>	4	<i>Crangon allmanni</i>	1	<i>Echinocardium cordatum</i>	80
<i>Urothoe poseidonis</i>	15	<i>Crangon crangon</i>	3	<i>Echinocyamus pusillus</i>	77
<i>Argissa hamatipes</i>	16	<i>Crangon</i> sp. (juv.)*	12	Acrania	
<i>Monoculodes carinatus</i>	11	<i>Galathea intermedia</i>	3	<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	68
<i>Perioculodes longimanus</i>	33	<i>Callianassa subterranea</i>	1		
<i>Pontocrates arenarius</i>	57	<i>Upogebia pusilla</i>	1		
<i>Harpinia antennata</i>	1	<i>Eupagurus bernhardus</i>	1		
<i>Harpinia</i> sp.	1	<i>Ebalia cranchii</i>	3	Gesamt: 177 Taxa	

Mit * gekennzeichnete Taxa werden nicht als Art gezählt

Häufigste Artengruppen waren die Polychaeten mit 66 Taxa und die Crustaceen (Krebstiere) mit 45 Taxa. Die Krebse setzten sich aus einer Schwebegarnele, einer Scherenassel, einer Meeresassel, fünf Cumaceen-Krebsen, 34 Flohkrebse (Amphipoda) und einigen 10-füßigen Krebsen (Einsiedler, Garnelen, Krabben) zusammen. 33 Molluskenarten wurden festgestellt, davon elf Schnecken- und 22 Muschelarten. Die Stachelhäuter (Echinodermata) waren mit jeweils zwei See- und Schlangensternearten sowie je einem regulären und irregulären Seeigel vertreten. Als „Rest“ kamen Nesseltiere (Cnidaria), Strudelwürmer (Turbellaria), Schnurwürmer (Nemertini), Sipunculiden, der Hufeisenwurm (*Phoronis* sp.) und das Lanzettfischchen (Acrania) vor (Abb. 20).

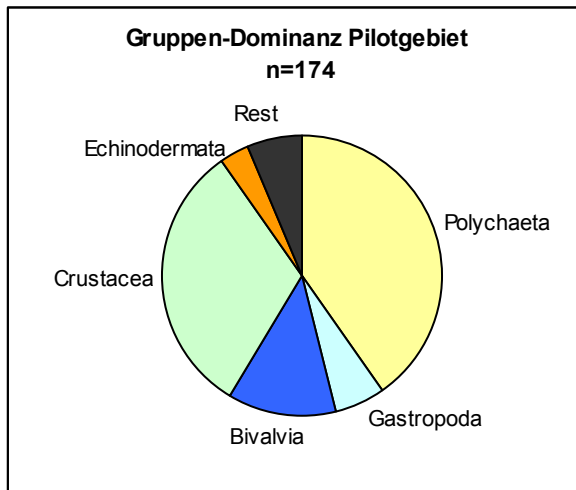


Abb. 20: Gruppen-Dominanz (Anteil der höheren Taxa an der Gesamtzahl der Arten) im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle: IFAÖ 2003).

Individuendichte und Dominanz

Die mittlere Dichte betrug 3832 Ind./m², dabei traten pro Station Werte zwischen 178 Ind./m² (Station P03) und 20.465 Ind./m² (Station P18) auf.

Das Benthos setzte sich aus einer kleinen Anzahl häufiger Arten und einer großen Zahl von sporadisch bis selten vorkommenden Arten zusammen. *Phoronis* sp. kam im Pilotgebiet durchschnittlich mit über 1.000 Tiere/m² vor. 7 Arten erreichten eine mittlere Dichte von über 100 Ind./m² und 22 Arten von mehr als 10 Tieren/m². Von 11 Arten wurden 5-10 Ind./m² und von 38 Arten 2-5 Tiere/m² nachgewiesen. 98 Arten erreichten eine mittlere Dichte <1 Ind./m². Der Hufeisenwurm (*Phoronis* sp.) dominierte mit 41% der Gesamtindividuenzahl. Dabei war *Phoronis* sp. auf Sedimente mit hohem Feinsandanteil beschränkt. Hohe Abundanzwerte einzelner Stationen sind auf *Phoronis* sp. oder auf charakteristische Vertreter der Mittel- bis Grobsandböden zurückzuführen (Abb. 21). Dazu gehören die Polychaeten *Protodorvillea kefersteinea*, *Aonides paucibranchiata*, *Spio filicornis* und *Polygordius lacteus* sowie das Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum*. Beispielsweise sind die hohen Abundanzwerte der Stationen P19 und P36-39 auf das zahlreiche oder massenhafte Vorkommen dieser Arten zurückzuführen. Aber auch Arten, die in Sedimenten mit hohem Feinsandanteil ihr Maximum erreichen, wie *Owenia fusiformis*, gehören stellenweise zu den dominierenden Arten (Abb. 21).

Die Individuendichte der Mollusken war auffällig niedrig und es kamen fast nur kleine Individuen (meistens unter 10 mm) vor. Keine der Muschelarten gehörte zu den „dominanten“ Arten. *Tellina pygmaea* trat nur in Fein- bis Mittelsanden mit geringem organischen Gehalt auf. Der Seeigel *Echinocyamus pusillus* und der Amphipode *Pontocrates arenarius* zeigten eine deutliche Präferenz zu Mittel- bis Grobsanden. Eine Reihe von Arten, die Mittel- bis Grobsande bevorzugen, erreichten lokal hohe Abundanzen, die aber in der Gesamtbewertung wegen geringer Präsenz nicht erkennbar ist. Dazu gehören u.a. die Kleinpolychaeten *Pisione remota*, *Goniada maculata* und *Polygordius lacteus*.

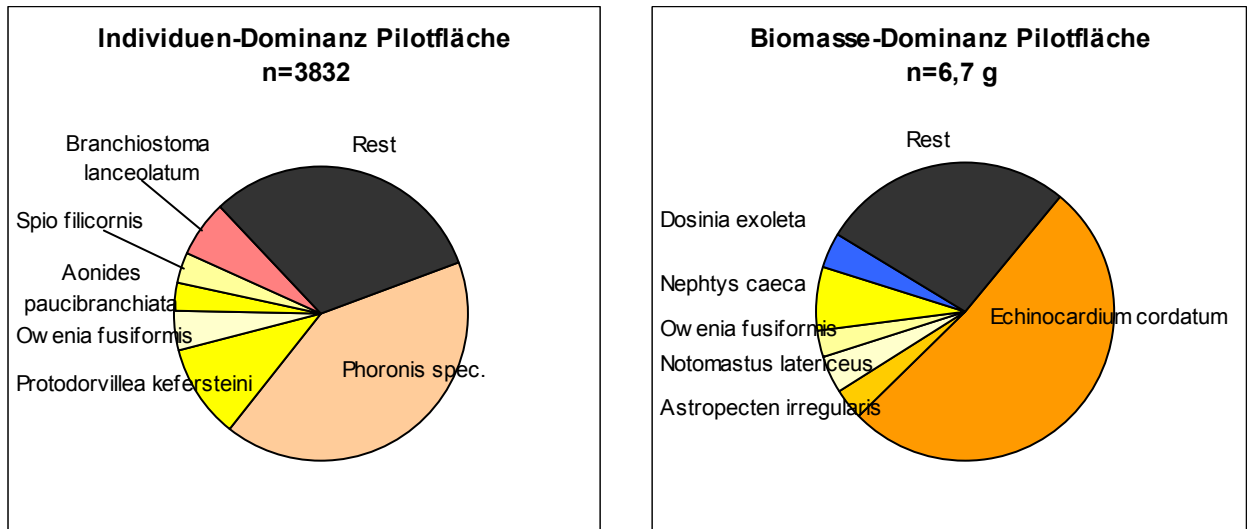


Abb. 21: Individuen- und Biomasse- Dominanz im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle: IFAÖ 2003).

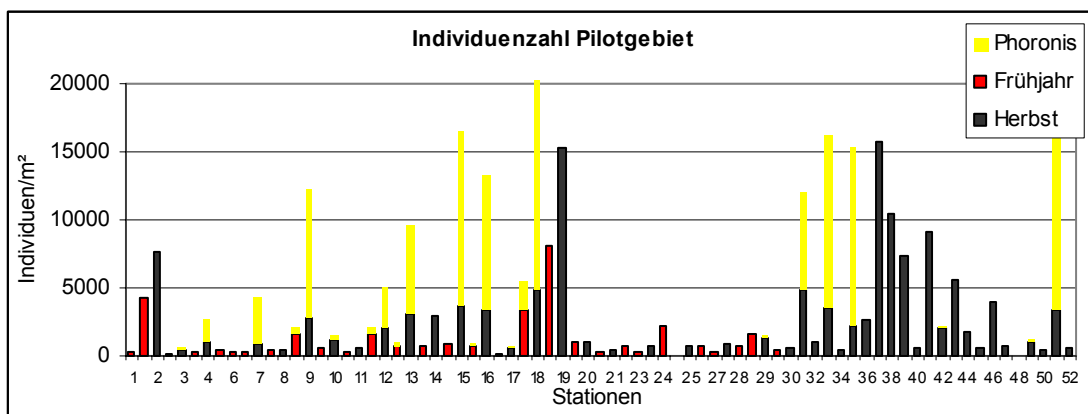


Abb. 22: Individuendichte im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) mit Angabe des Anteils von *Phoronis* sp. pro Station (Quelle: IFAÖ 2003).

Biomasse

Die mittlere aschefreie Trockenmasse betrug $6,8 \text{ g/m}^2$. Der vergleichsweise niedrige Wert zeigt das Fehlen großer Individuen an, besonders das oben schon erwähnte Fehlen der großen Muscheln. Die Biomasse wird von den wenigen großen Arten, teilweise auch von einigen großen Individuen bestimmt. Dominierend ist der Herzseeigel (*Echinocardium cordatum*) mit 51% (Abb. 21). Einige größere Polychaeten wie *Nephtys caeca* und *Notomastus latericeus* sowie die häufige Art *Owenia fusiformis* machen zusammen 14% der Gesamtbiomasse aus. Von den Muscheln, die häufig im marinen Lebensräumen den Hauptanteil der Biomasse ausmachen, erreichte nur *Dosinia exoleta* einen nennenswerten Anteil von 4% an der Gesamtbiomasse.

Präsenz (Stetigkeit des Vorkommens auf den Stationen)

Die Präsenz der Arten spiegelt mehr oder weniger das durch die Dominanz und Häufigkeit entstandene Bild wider. Einige der häufigen Arten sind auch weit verbreitet. 15 Arten wurden in mehr als 50 % der Stationen nachgewiesen. Keine Art kam auf allen Stationen vor (Tab. 22). Diese heterogene Verteilung der Arten weist auf die unterschiedlichen Biotopstrukturen, den Wechsel von Fein-, Mittel- und Grobsanden im Pilotgebiet hin.

Tab. 22: Stetige Arten im Pilotgebiet (Quelle: IFAÖ 2003).

Art/Taxon	Präsenz
Nemertini	93%
<i>Lunatia alderi</i>	84%
<i>Echinocardium cordatum</i>	80%
<i>Aonides paucibranchiata</i>	79%
<i>Echinocyamus pusillus</i>	77%
<i>Spio filicornis</i>	77%
<i>Thracia phaseolina</i>	76%
<i>Spiophanes bombyx</i>	75%
<i>Notomastus latericeus</i>	68%
<i>Nephtys cirrosa</i>	68%
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	68%
<i>Glycinde nordmanni</i>	65%
<i>Goniada maculata</i>	63%
<i>Goniadella bobretzkii</i>	55%
<i>Glycera lapidum</i>	50%

Unter den stetigsten Arten finden sich die weit verbreiteten karnivoren Schnurwürmer (Nemertini) und die Nabelschnecke *Lunatia alderi*. Weiter sind detritovore Polychaetenarten und typische Arten der mittel- bis grobsandigen Böden (*Spiophanes bombyx*, *Goniada maculata*) sowie der irreguläre Seeigel (*Echinocardium cordatum*) hoch präsent. Auffällig ist, dass die meisten Muschelarten nur sehr sporadisch vorkamen. Die am stetigsten auftretenden Arten sind *Thracia phaseolina* mit 76% und *Dosinia exoleta* mit 43% Präsenz. Die Bedeutung der Echinodermata im Gebiet wird neben dem häufigen Vorkommen des Herzseeigels durch die hohe Präsenz des Seeigels *Echinocyamus pusillus* unterstrichen.

Saisonalität

Saisonal traten in der qualitativen Zusammensetzung der Benthos-Assoziation im Pilotgebiet deutliche Unterschieden auf. Im Frühjahr wurden 132 und im Herbst 147 Arten nachgewiesen. Die mittlere Artenzahl pro Station betrug im Frühjahr 34 und im Herbst 36 Taxa. Maximal wurden 52 Arten

im Frühjahr (Station P12) und 62 im Herbst (Station P09) festgestellt. Das Minimum betrug im Frühjahr 20 (Station P23) und im Herbst 22 Arten (Station P19).

Auch bezüglich der Individuendichten fielen die saisonalen Unterschiede beträchtlich aus. Generell ist eine deutliche Zunahme der Individuenzahlen zu erkennen, die vorrangig von wenigen Arten bewirkt wurde. Die mittlere Dichte betrug im Frühjahr 1.170 Individuen/m² und im Herbst 5.598 Ind./m². Die Maxima bewegten sich zwischen 8.040 (Station P19, Frühjahr) und 20.465 Ind./m² (Station P18, Herbst). Die Minima betrugen 178 Ind./m² (Station P03 Frühjahr) und 476 Ind./m² (Station P50 Herbst). *Phoronis* sp. z.B. verzehnfachte seine Abundanz von einer mittleren Individuenzahl von 340/m² im Frühjahr auf 3.900 Ind./m² im Herbst. Auch *Owenia fusiformis* zeigte einen Zuwachs von 16 auf 500 Ind./m². *Polygordius lacteus* fehlte im Frühjahr und war im Herbst mit 1.700 Ind./m² vertreten.

Bei der Biomasse sind saisonale Fluktuationen erkennbar, zeichnen sich aber wegen der Dominanz weniger großer Arten und Individuen nicht so deutlich ab wie bei der Abundanz. Die mittlere Biomasse von 5,5 g aschefreie Trockenmasse/m² im Frühjahr stieg im Herbst auf 8 g/m² an.

Assoziationen

Das Makrozoobenthos der Nordsee lässt sich in verschiedene Gemeinschaften einteilen (KINGSTON & RACHOR 1982, SALZWEDEL et al. 1985), die v.a. durch die Sedimenteigenschaften geprägt werden. Untersuchungen von DUINEVELD et al. (1991) haben die Zonierung des Makrozoobenthos in der südlichen Nordsee nach SALZWEDEL et al. (1985) weitgehend bestätigt. Folgende Makrozoobenthos-Gemeinschaften lassen sich auf der Grundlage der durchgeführten In- und Epifauna-Untersuchungen für das Pilotgebiet differenzieren:

Amphiura-filiformis Gemeinschaft: Die *Amphiura-filiformis* Gemeinschaft ist typisch für weite Gebiete der südlichen Nordsee in Wassertiefen von 34-45 m, bevorzugt auf schlickigen Sanden bis Feinsanden (SALZWEDEL et al. 1985, BISCHOFF 1996). Neben dem namensgebenden Schlangenstern *Amphiura filiformis* sind Magelona-Arten (Polychaeta) charakteristisch. Phoroniden und der Seeigel *Echinocardium cordatum* sind ebenso typisch wie die dominierenden Arten *Abra alba*, *Scalibregma inflatum* und *Mysella bidentata*. Das Hauptverbreitungsgebiet der *Amphiura-filiformis* Gemeinschaft liegt nordwestlich von Helgoland. Innerhalb des Pilotgebietes konnte die Gemeinschaft v.a. im zentralen Bereich, der durch einen erhöhten Anteil der Feinkornfraktion (<63 µm) charakterisiert ist, nachgewiesen werden. Vereinzelt wurde die Assoziation auch im nördlichen und südlichen Randbereich des Pilotgebietes angetroffen (s. Abb. 23).

Goniadella-Spisula Gemeinschaft: Die *Goniadella-Spisula* Gemeinschaft ist stark an gröbere Sedimente (mittlerer-grober Sand, Kies, Steine) gebunden und kommt in Wassertiefen von 14-29m vor. In der Deutschen Bucht wurde sie speziell vom Borkum Riff beschrieben (DÖRJES 1977). Auf der Datengrundlage von 1995 gelten nach RICHTER (1996) als Charakterarten die Polychaeten *Pisone remota*, *Protodorvillea kefersteinii*, *Aonides paucibranchiata* sowie *Polygordius* sp. (Archaeannelidae) und *Branchiostoma lanceolata* (Chordata), die auch in ihren Individuenzahlen dominieren. Die ursprünglichen Charakterarten *Goniadella borbetzkii* und *Spisula* spp. aus 1975 (SALZWEDEL et al. 1995) zählen weiterhin zu den typischen dominanten Arten, wie z.B. auch für den Steingrund von KÜHNE & RACHOR (1996) beschrieben.

Im Pilotgebiet ist eine stark fleckenhafte Verteilung der vorwiegend mit Grobsand und Kies assoziierten *Goniadella-Spisula* Gemeinschaft vorzufinden, was im Wesentlichen auf die hohe, z.T. sehr kleinräumige Heterogenität der Oberflächensedimente zurückzuführen ist (s. Abb. 23).

Tellina-fabula Gemeinschaft: Die *Tellina-fabula* Gemeinschaft ist überwiegend mit fein und mittelsandigen Sedimenten assoziiert. Charakterarten sind *Tellina fabula* (Bivalvia), *Magelona papillicornis* (Polychaeta) und *Urothoe poseidonis* (Amphipoda). Neueren Untersuchungen zur Folge sind auch die drei Polychaeten *Lanice conchilega*, *Magelona papillicornis* und *Spiophanes bombyx* dominant. Unter den 10 häufigsten Arten befinden sich neben *Tellina fabula* und *Urothoe poseidonis* *Ophiura* sp., *Phoronis* sp. und *Owenia fusiformis*. Die durchschnittliche Artenzahl auf den von SALZWEDEL et al. (1985) untersuchten Stationen lag bei 34 Arten, während die Gesamtartenzahl der *Tellina-fabula* Gemeinschaft mit 121 Arten angegeben wird.

Den Ergebnissen der Makrozoobenthosbefragungen zur Folge sind innerhalb des Pilotgebietes v.a. in im südlichen und nördlichen Teil *Tellina-fabula* Gemeinschaften anzutreffen, häufig im direkten Übergang zur *Goniadella-Spisula* Gemeinschaft (s. Abb. 23).

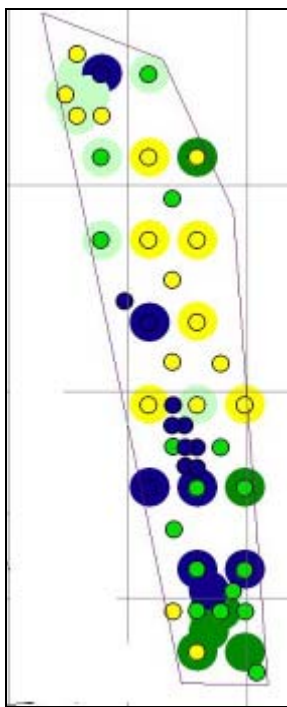


Abb. 23: Im Pilotgebiet nachgewiesene Makrozoobenthos-Assoziationen. *Goniadiella-Spisula*-Assoziation (blau), *Amphiura filiformis*-Assoziation (gelb) und *Tellina fabula*-Assoziation grün. Große Kreise = Frühjahr 2002, kleine Kreise = Herbst 2002 (Quelle: IFAÖ 2003, verändert).

Arten der Roten Liste

Unter den im Pilotgebiet nachgewiesenen Arten gelten nach RACHOR et al. (1995) 20 Arten als gefährdet bzw. potenziell gefährdet. Kriterium für die Einstufung ist (auf der Basis der Anfang der 90er Jahre zur Verfügung stehenden Daten) der Rückgang des Bestandes einer Art in der deut-

schen Nordsee. In der nachfolgenden Tab. 23 sind die im Pilotgebiet erfassten Arten zusammenfassend dargestellt.

Tab. 23: Rote-Liste-Arten des Makrozoobenthos (Teilgebiet Nordsee) und Vorkommen im Pilotgebiet. X = Vorkommen im jeweiligen Gebiet. 3 = gefährdet; P = potentiell gefährdet; II = gefährdete Durchzügler (nach RACHOR et al. 1995).

Name	Kategorie	Pilotgebiet	
		Frühjahr	Herbst
<i>Metridium senile</i>	P		x
<i>Glycera alba</i>	P	x	
<i>Glycera lapidum</i>	P	x	
<i>Magelona allenii</i>	II	x	
<i>Turritella communis</i>	P		x
<i>Buccinum undatum</i>	P	x	
<i>Epitonium clathrus</i>	P	x	
<i>Mactra stultorum</i>	3	x	
<i>Spisula solida</i>	3	x	x
<i>Phaxas pellucidus</i>	3	x	
<i>Ensis ensis</i>	3	x	
<i>Corbula gibba</i>	3	x	
<i>Cheirocratus sundeavalli</i>	P	x	
<i>Phoxocephalus holbolli</i>	P	x	
<i>Thia scutellata</i>	P	x	x
<i>Astropecten irregularis</i>	3	x	x
<i>Amphiura filiformis</i>	3	x	
<i>Echinocyamus pusillus</i>	3	x	
<i>Psammechinus miliaris</i>	3	x	x
<i>Ciona intestinalis</i>	P	x	x
gesamt:	20	18	7

6.4.1.4 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten

Die benthische Fauna der südlichen Nordsee ist seit nahezu 100 Jahren Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen. Stellvertretend werden hier die Arbeiten von BLEGVAD (1922), DAVIS (1925), HAGMEIER (1925), CASPERS (1938), STRIPP (1969), STRIPP & GERLACH (1969), RACHOR & GERLACH (1978), SALZWEDEL et al. (1985), KÜNITZER et al. (1992), NIERMANN (1997) und diverse Untersuchungen von KRÖNCKE auf der Doggerbank (KRÖNCKE 1991, 1992, KRÖNCKE & KNUST 1995) genannt. Eine Verteilung der Sedimente in der Deutschen Bucht liegt von FIGGE (1981) vor.

Im Planungsgebiet Sandbank 24 selbst wurde bislang keine Aufnahme der Benthosgemeinschaft vorgenommen, am besten zuzuordnen sind die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung mit den

Arbeiten des „North Sea Benthos Survey“ von KÜNITZER et al. 1992 sowie den Befunden von SALZWEDEL et al. (1985).

KÜNITZER et al. (1992) geben einen Überblick über die Verbreitung der Arten und Gemeinschaften des Makrozoobenthos der gesamten Nordsee. Die statistische Auswertung der Daten von 260 Stationen aus dem gesamten Nordseegebiet mit Hilfe der TWINSpan-Analyse¹ wies vier benthische Hauptgruppen mit jeweils zwei Untergruppen aus. Die Analyse wurde sowohl binär auf Basis der Präsenz der Arten (Hauptgruppen 1-4) als auch auf Basis der Abundanzen (Hauptgruppen I-IV) durchgeführt.

Die Gruppierungen konnten in erster Linie auf Wassertiefen und Sedimenttypen zurückgeführt werden. Aber auch jährliche Temperaturunterschiede und die Verfügbarkeit von Nahrung determinieren die Verteilung der Gruppen. Einige Arten waren weit verbreitet und kamen in verschiedenen Sedimenten vor. In einer breiten Skala von Sedimenttypen und in fast allen Tiefenstufen kamen die Polychaeten *Spiophanes bombyx*, *Pholoe* ssp., *Goniada maculata* und der Schlangenstern *Amphiura filiformis* vor. Andere Arten sind in ihrer Verbreitung begrenzt und auf spezielle Sedimenttypen beschränkt. Ein „klassisches“ Beispiel ist das Lanzettfischchen, das nur im lockeren Kies, dem „Lanzettfischsand“, lebt. Typische Vertreter dieses Sedimenttyps sind weiter der Seeigel *Echinocyamus pusillus* und die Polychaeten *Pisone remota* und *Glycera lapidum*. KÜNITZER et al. (1992) fanden in ihrer Analyse deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen Stationen nördlich und südlich der 70 m Tiefenlinie. Im südlichen Teil grenzten sich die Stationen mit grobem Sediment, die meist im Flachwasser oberhalb 30 m lagen, von den tiefer als 30 m gelegenen Stationen auf Feinsand ab. Auf Feinsand konnte eine weitere Unterscheidung zwischen den schlickhaltigen Sanden südlich der Doggerbank und den klaren Feinsanden in der zentralen Nordsee getroffen werden. Nach Lage und Sedimentqualität ist das Pilotgebiet Sandbank 24 sowohl den südlichen Teilen oberhalb 30 m Wassertiefe mit groben Sedimenten als auch den schlickhaltigen Sanden zuzuordnen.

Die Stationsgruppen waren durch bestimmte Indikatorarten gekennzeichnet, die sich auch im Pilotgebiet wiederfinden. Südlich der 70 m Linie sind dies Sandbodenarten wie der Herzseeigel *Echinocardium cordatum*, der Polychaet *Magelona* sp. sowie der Flohkrebs *Bathyporeia elegans*. Die Feinsandstationen werden charakterisiert durch den Schlangenstern *Amphiura filiformis*, den Hufeisenwurm *Phoronis* sp., die Polychaeten *Pholoe* sp. und *Nephtys hombergii*, die Muschel *Mysella bidentata*, die Schnecke *Cylichna cylindracea* sowie den Flohkrebs *Harpinia antennaria*. Auf schlickigem Feinsand treten die Nussmuschel *Nucula nitidosa* und die Krebse *Callinassa subterranea* und *Eudorella truncatula* als typische Arten auf. In der binären Analyse kommen dazu die Flohkrebse *Harpinia antennaria* und *Ampelisca tenuicornis* und der Polychaet *Chaetopterus variegatus*. Den Grobsandgebieten oberhalb 30 m konnte weder auf der Basis der Häufigkeit der Individuen (Abundanz) noch auf der Basis Anwesenheit/Abwesenheit ein Indikatororganismus zugewiesen werden.

Artenzahl und Diversität nehmen mit der Tiefe zu. Erwähnenswert ist, dass im schlickigem Feinsand in 30-50 m Wassertiefe mit 12,6 g AFDW pro m² die höchste mittlere Biomasse aller Gruppen erreicht wurde.

¹Bei der TWINSpan-Analyse werden die Stationen nach Ähnlichkeit in zwei Gruppen sortiert, die in weiteren Schritten ihrerseits in jeweils zwei Untergruppen aufgespalten werden. Dabei entsteht eine dichotome Anordnung der Stationen.

SALZWEDEL et al. (1985) untersuchten 1975 das Makrozoobenthos des Sublitorals der Deutschen Bucht und erfassten dabei auch Gebiete, die sich durch grobe Sedimente auszeichneten. Charakteristische Arten waren der Polychaet *Goniadella bobretzkii* und die Trogmuschel *Spisula solida* (*Goniadella-Spisula*-Assoziation). Weitere dominierende Arten waren u.a. die Polychaeten *Pisione remotata* und *Spiophanes bombyx* sowie die Muschel *Tellina pygmaea*. Die mit feineren Sedimenten bedeckten Gebiete wurden nach der auffälligsten („most conspicuous“) Art als *Tellina-fabula*-Assoziation benannt. Weitere charakteristische Arten dieser Zönose sind z.B. die Polychaeten *Lanice conchilega*, *Scoloplos armiger*, *Spiophanes bombyx*, *Magelona johnstoni* und der Amphipode *Urothoe poseidonis*.

Eine weitere Einordnung der Ergebnisse ist anhand der Ergebnisse der Erfassungen im benachbarten Referenzgebiet möglich. Im Referenzgebiet wurden insgesamt 167 Taxa nachgewiesen. Die mittlere Artenzahl pro Station betrug 39. Die Artenzahlen pro Station variierten zwischen 55 bis 23 Arten. Häufigste Artengruppen waren die Polychaeten mit 67 und die Crustaceen mit 46 Arten. Unter den 21 Molluskenarten befanden sich 11 Schnecken- und 20 Muschelarten. Die Stachelhäuter (Echinodermata) waren mit 8 Arten. Als „Rest“ kamen Nesseltiere (Cnidaria), Strudelwürmer (Turbellaria), Schnurwürmer (Nemertini), Sipunculiden, Asselspinnen (Pantopoda), der Hufeisenwurm (*Phoronis* sp.), Manteltiere (Tunicata) und das Lanzettfischchen (Acrania) vor. Die mittlere Dichte betrug 8.046 Individuen/m². Die Werte bewegten sich zwischen 26.402 (Station R21, Herbst) und 631 Individuen/m² (Station R13, Frühjahr). Eudominante Art ist der Hufeisenwurm mit durchschnittlich 5.910 Ind./m². Die häufigen Arten waren charakteristische Vertreter schlickiger Feinsande (*Magelona johnstoni*, *Spiophanes bombyx* und *Owenia fusiformis*) sowie *Amphiura filiformis*. Aber auch eine Art der Mittel- bis Grobsandböden, der Polychaet *Aonides paucibranchiata*, gehört zu den häufigen Arten des Referenzgebietes. Die mittlere aschefreie Trockenmasse betrug 4,9 g/m². Die Biomasse wird von dem Herzseeigel (*Echinocardium cordatum*) mit 33 % dominiert. Einige größere Polychaeten (*Nephtys* ssp., *Owenia fusiformis*) u.a. machen zusammen 20 % der Gesamtbiomasse aus. Die Muscheln erreichen mit *Dosinia exoleta*, *Venus gallina*, *Macra stultorum* und *Phaxas pellucidus* etwa 10 % der Gesamtbiomasse. Unter den stetigsten Arten finden sich neben den Schnurwürmern (Nemertini) die typischen Arten der Feinsandgebiete (*Phoronis* sp., *Owenia fusiformis*, *Amphiura filiformis*, *Magelona johnstoni*) sowie der Seeigel *Echinocardium cordatum* und die Muschel *Nucula nitida*.

Zusammenfassend gilt, dass keine umfassende Aufnahme der Bodenfauna des am äußersten nordwestlichen Rand der Deutschen Bucht gelegenen Pilotgebietes existiert. Aus den Ergebnissen des North Sea Benthos Survey (KÜNITZER et al. 1992), der mit einem relativ groben Probenraster durchgeführt wurde, und aus den Untersuchungen von SALZWEDEL et al. (1985) zeigen sich jedoch bezüglich des Arteninventars charakteristischer Arten Gemeinsamkeiten zwischen den oben angeführten Arbeiten und den eigenen Erfassungen und machen deutlich, dass es sich bei den im Pilotgebiet gefundenen Artengemeinschaften um eine für die Nordsee typische Ausprägung handelt.

6.4.2 Vorbelastungen

Als Vorbelastungen des Gebietes sind Eutrophierung und Fischereidruck bekannt.

Die Eutrophierung als Folge des anthropogenen Nährstoffeintrags führt zu einer nordseeweit erhöhten Primärproduktion. Dies hat eine Verschiebung des Artenspektrums innerhalb des Makrozoobenthos (PEARSON & ROSENBERG 1978) hin zu kleinen kurzlebigen Arten mit hohem Reproduktions- und Ausbreitungspotential (insbesondere Polychaeten) zur Folge. Außerdem lässt sich eine allgemeine Erhöhung der Biomasse des Makrozoobenthos (RACHOR 1990; KRÖNCKE 1992) und das Auftreten von Sauerstoffmangelsituationen mit entsprechend negativen Auswirkungen auf die Bodentiergemeinschaft (z.B. HICKEL et al. 1989) beobachten.

Es ist davon auszugehen, dass im Pilotgebiet wie überall in der Deutschen Bucht die Bodentiergemeinschaft durch bodengängige Fanggeschirre der Fischerei gestört ist (THIELE 1994).

6.4.3 Bestandsbewertung

Bewertungsmethodik

Die Bestandsbewertung des Schutzgutes Makrozoobenthos am Standort Sandbank 24 erfolgt anhand der Kriterien Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Natürlichkeit.

Die Bewertung des Aspektes Seltenheit/Gefährdung richtet sich nach der Anzahl der vorgefundenen Rote Liste-Arten. Ein allgemeingültiger Bewertungsmaßstab existiert hierfür nicht. Zur Einschätzung der Bedeutung der vorgefundenen Anzahl an Rote-Liste-Arten erfolgt ein Vergleich mit Literaturdaten zu Erhebungen in Bereichen mit vergleichbaren Habitatstrukturen.

Der Aspekt Vielfalt/Eigenart bezieht sich auf die Diversität der vorgefundenen Makrozoobenthosbesiedlung. Sie ist hoch wenn verschiedene Assoziationen des Makrozoobenthos mit den entsprechenden Charakterarten im Gebiet vorkommen und z.T. kleinteilig wechseln. Sie ist mittel wenn nur wenige Assoziationen mit vergleichsweise wenig Charakterarten vorkommen und gering bei einer homogenen Besiedlungsstruktur des Gebietes.

Die Natürlichkeit der Makrozoobenthosbesiedlung rekrutiert sich aus der strukturellen Zusammensetzung. Setzen sich die Assoziationen u.a. aus großen und langlebigen Arten zusammen (z.B. *Arctica islandica*) ist von einer geringen Störintensität z.B. durch Fischerei auszugehen und somit von einer hohen Natürlichkeit. Werden im wesentlichen Arten mit einer Lebensspanne von bis zu ca. 3 Jahren angetroffen und sind sowohl adulte als auch juvenile Stadien vorhanden wird die Natürlichkeit als mittel eingestuft. Bei fast ausschließlichem Vorkommen von schnell wachsenden und schnell reproduzierenden Arten, ist davon auszugehen, dass es im Gebiet zu erhöhten anthropogenen Beeinträchtigungen kommt. Die Natürlichkeit ist dann gering.

Beurteilung der Datenbasis

Durch die hohe Dichte an Greifer, Kurre und Videountersuchungen, die im Rahmen der Probenahmekampagnen im Frühjahr und Herbst 2002 im Pilotgebiet Sandbank 24 durchgeführt und ausgewertet wurden, ist die Datenbasis für die Einschätzung der Bestandssituation des Schutzgutes Makrozoobenthos als gut zu bezeichnen.

Ergebnisse der Bestandsbewertung

Seltenheit/Gefährdung: Im Rahmen der Probenahmekampagnen wurden 20 Arten der Roten Liste (nach RACHOR et al. 1995) nachgewiesen. Im Frühjahr konnten dabei 18 und im Herbst 7 Arten nachgewiesen werden. Der Aspekt Seltenheit/Gefährdung ist insgesamt als **mittel** zu bewerten.

Vielfalt/Eigenart: Das Pilotgebiet wird von einer artenreichen Benthosgesellschaft unterschiedlicher Assoziationen besiedelt. Dieser Artenreichtum ist mit der Vielfalt der Sedimentstrukturen von Steinen über Grob- und Feinsande bis zu schlickigen Sanden zu begründen. Vielfalt und Eigenart des Makrozoobenthos im Pilotgebiet sind **hoch**.

Natürlichkeit: Das Pilotgebiet wird neben *Phoronis* sp. von opportunistischen, kurzlebigen Kleinpolychaeten (*Protodorvillea kefersteinea*, *Aonides paucibranchiata* und *Spio filicornis*) sowie in Grobsandgebieten von dem Lanzettfischchen *Branchiostoma lanceolatum* dominiert. Die Abundanz ist (durch *Phoronis* sp.) verhältnismäßig hoch und die Biomasse ist aufgrund der geringen Größe der Tiere (vor allem kleine und wenige Muscheln) gering. Allerdings waren mit *Asterias rubens*, *Echinocardium cordatum*, *Ophiura albida*, etc. auch Arten anzutreffen, die eine Lebensspanne von ca. 3 Jahren aufweisen, so dass der Aspekt Natürlichkeit insgesamt als **mittel** bewertet wird.

Die Bestandsbewertung für das Schutzgut Makrozoobenthos im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 resultiert aus der Aggregation der Aspekte Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Natürlichkeit. Die zusammenfassende Darstellung der Bewertung der jeweiligen Einzelaspekte sowie die Aggregation zu einer Bestandsbewertung für das Schutzgut Makrozoobenthos zeigt Tab. 24.

Tab. 24: Bestandsbewertung für das Schutzgut Makrozoobenthos.

Bewertungsaspekt	Bewertungsergebnis
Seltenheit/Gefährdung	mittel
Vielfalt/Eigenart	hoch
Natürlichkeit	mittel
Gesamtbewertung	mittel

Die Aggregation der bewerteten Teilaspekte führt zu einer **mittleren Bedeutung** des Bestandes des Schutzgutes Makrozoobenthos.

6.5 Schutzgut Fischfauna

Im Rahmen der Basisuntersuchungen, die gemäß Standarduntersuchungskonzept (StUK) vor der Errichtung von Windkraftanlagen zu erfolgen hat, wird die Fischfauna in einer zweijährigen Zustandsaufnahme erfasst. Das in 2002 abgeschlossene erste Untersuchungsjahr bildet die wesentliche Grundlage für die Beschreibung und die Bewertung des Schutzgutes Fischfauna am Standort Sandbank 24. Die fischfaunistischen Untersuchungen wurden im Pilotgebiet sowie in einem Referenzgebiet durchgeführt. Aufgrund der räumlichen Nähe von Pilot- und Referenzgebiet zueinander sowie der großen Mobilität der Fischfauna fließen sowohl die Ergebnisse des Pilotgebietes als auch die des Referenzgebietes in die Bestandsbeschreibung und –bewertung der vorliegenden UVS ein.

6.5.1 Bestandscharakterisierung

Die Ergebnisse der im Frühjahr und Herbst 2002 durchgeführten Befischungen im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 sind in MAFRIS (2003) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die relevanten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

6.5.1.1 Untersuchungsgebiet und –konzept

Die fischfaunistischen Untersuchungen erfolgten gemäß dem Standarduntersuchungskonzept (STUK) des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH 2001). Sie wurden durch die Arbeitsgemeinschaft Mafris durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Form eines Fachgutachtens durch den Vorhabenträger zur Verfügung gestellt (MAFRIS 2003), sie bilden die wesentliche Grundlage der Bestandsbeschreibung und Bewertung der vorliegenden UVS.

Vor der Durchführung der Zustandsaufnahme nach STUK wurde zunächst eine Voruntersuchung durchgeführt. Diese hatte zum Ziel, die Einsatzmöglichkeiten der Baumkurre im Seegebiet zu prüfen, da dieses einen wenig bekannten „Fanggrund“ darstellt. Technische und fischereiliche Schwierigkeiten mit der eingesetzten Methode sollten rechtzeitig erkannt und beseitigt werden, um die Untersuchungsmethode für die Zustandsaufnahme zu optimieren. Daneben sollte eine erste qualitative Aufnahme der Bodenfischbestände zur Erfassung auffälliger Unterschiede zwischen Pilot- und Referenzgebiet dienen, um eine frühzeitige Beurteilung der Wahl des Referenzgebietes aus fischbiologischer Sicht vornehmen zu können.

Im ersten Jahr der Zustandsaufnahme wurden im Frühjahr und im Herbst 2002 im Pilot- und im Referenzgebiet jeweils 30 Hols (im Frühjahr im Referenzgebiet 32 Hols) mit der Baumkurre durchgeführt. Da zwei der durchgeführten Hols nicht auswertbar waren, standen für die Auswertung Daten von insgesamt 120 Hols zur Verfügung. Die Fangstreckenverteilung erfolgte aufgrund der Größe des Pilotgebietes von über 100 km² gemäß StUK auf einem zufälligen Stationsnetz. Die Koordinaten der untersuchten Gebiete sowie die Lage der Schleppstriche innerhalb der Gebiete zeigen Tab. 25 bzw. Abb. 24.

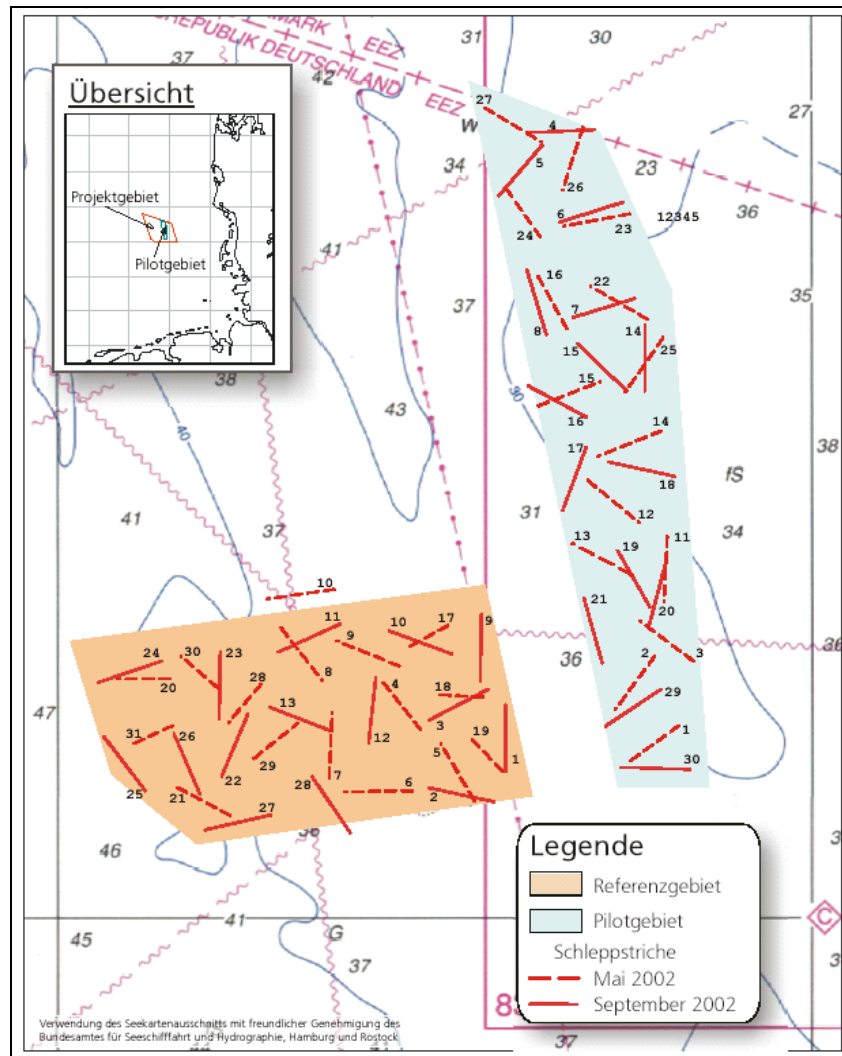


Abb. 24: Lage des Untersuchungsgebietes sowie des Stationsnetzes der fischfaunistischen Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2002 (geplante Schleppstriche) (Quelle: MAFRIS 2003).

Tab. 25: Koordinaten der untersuchten Gebiete (Quelle: MAFRIS 2003).

	Nördl. Breite	Östl. Länge
Pilotgebiet (156 km ²)	55°19.110'	6°46.293'
	55°17.957'	6°51.465'
	55°14.317'	6°54.331'
	55°02.873'	6°55.800'
	55°02.873'	6°52.218'
Referenzgebiet (156 km ²)	55°02.728	6°48.851
	55°01.621	6°35.519
	55°03.217	6°32.134
	55°06.256	6°30.459
	55°07.552	6°46.952

Die fischereiliche Beprobung wurde mit zwei verschiedenen kommerziellen Baumkurrenkuttern durchgeführt. Als Fanggeräte wurden beidseitig Seezugengeschirre mit 8,0 m (Seefuchs) bzw. 7,10 m (Damkerort) Baumbreite eingesetzt. Der Netzsack (Steert) war jeweils mit einem Innensteert der Maschenweite 20 mm versehen, um auch die Klein- und Jungfischfauna zu erfassen. Die Fangstrecken wurden während der Befischung über GPS-Signal aufgezeichnet und auf einem Laptop-Computer gespeichert und dargestellt. Weitere Einzelheiten der Probennahme sind MAFRIS (2003) zu entnehmen.

Die Fänge aus beiden Kurren (Back- und Steuerbordkurre) wurden getrennt bearbeitet, somit wurden je Fangstrecke zwei Hols ausgewertet. Der Fang wurde aus dem Netz direkt in einen Fangtrichter entleert und dann auf dem bordeigenen Sortiertisch vollständig nach Fischarten und Beifang aufsortiert. Für jede Fischart und jeden Hol wurde auf einer seegangsberuhigten Waage (Modell M 1100, Fa. Marell) das Gesamtfanggewicht bestimmt und eine Längenmessreihe aufgenommen. War von einer Fischart eine sehr große Individuenzahl im Hol enthalten, wurde jeweils eine repräsentative Unterprobe genommen und die Längenverteilung auf den Gesamtfang des Hols hochgerechnet. Die Größe der Unterprobe orientierte sich dabei an der Beschaffenheit der Längenverteilung. Bei Fischarten mit eingipfeliger, homogener Längenverteilung wurden rund 75 - 100 Exemplare gemessen, bei heterogener und/oder mehrgipfeliger Verteilung mussten für eine repräsentative Längenverteilung die Längen von ca. 150 Exemplaren aufgenommen werden. Die Protokollierung erfolgte anhand von Protokollen nach Standard der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (BfA), welche an die speziellen Erfordernisse der Untersuchung angepasst wurden.

Fischarten, die an Bord nicht eindeutig bestimmt werden konnten, wurden durch Frostung konserviert und später im Labor artlich determiniert. Die verschiedenen, morphologisch ähnlichen Leierfischarten der Gattung *Callionymus* wurden bei Längen von ≤ 7 cm zu *Callionymus* spp. zusammengefasst, da der Zeitaufwand einer sicheren taxonomischen Zuordnung aufgrund der mechanischen Beschädigungen dieser kleinen Exemplare sehr hoch ist.

Die Verwendung der wissenschaftlichen Artnamen folgt der Nomenklatur der Datenbank der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, um Unklarheiten zu vermeiden, die aus kurzfristigen Umbenennungen einer Art aufgrund neuester systematischer Forschungsergebnisse resultieren.

Als Charakterarten der vorgefundenen Fischzönose wurden diejenigen Arten definiert, die bei Aufaddierung der Individuenzahlen sämtlicher Hols aus dem Pilotgebiet über beide Kampagnen hinweg $\geq 90\%$ der Individuenzahl stellten. Diese Arten werden bei der Datenanalyse und Ergebnisdarstellung besonders berücksichtigt.

6.5.1.2 Ergebnisse der Erfassungen

Arteninventar und Präsenz

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 33 Fischarten nachgewiesen (Tab. 26). Von diesen Arten traten im Frühjahr 22 und im Herbst 32 auf. Dabei war das Arteninventar in Pilot- und Referenzgebiet geringfügig unterschiedlich. Im Frühjahr wurden 19 Arten im Pilot- und 21 Spezies im Referenzgebiet nachgewiesen, im Herbst waren es 27 bzw. 28 Arten. Somit wurden im Pilotgebiet im Frühjahr zwei und im Herbst eine Fischart weniger beobachtet als im Referenzgebiet.

Von den insgesamt 33 nachgewiesenen Fischarten waren 17 während beider Kampagnen in beiden Gebieten vorhanden (Tab. 26). Diese sowohl räumlich als auch zeitlich regelmäßig angetroffenen Arten stellten die dauerhaft im Untersuchungsgebiet vorkommende Fischzönose dar. Bei der Beurteilung der übrigen nachgewiesenen Fischarten ist zu differenzieren zwischen solchen Fischarten, bei denen die beobachteten Unterschiede Anzeichen saisonal variierender Verteilungsmuster darstellen, und solchen Arten, die generell nur sporadisch auftreten oder als Einzelfänge nachgewiesen wurden. Saisonale Verteilungsunterschiede wurden im Vorkommen folgender Fischarten beobachtet: Hornhecht, Holzmakrele und roter Knurrhahn wurden ausschließlich im Herbst angetroffen und der Glattbutt wurde im Herbst in 10 Hols gefangen, gegenüber nur einem Hol im Frühjahr. Im Gegensatz zu diesen vier Arten trat die Doggerscharbe im Frühjahr mit Nachweisen in 12 Hols erheblich häufiger auf als im Herbst, wo sie nur als Einzelfang gefunden wurde. Regionale Verteilungsunterschiede zwischen den beprobten Gebieten wurden für die folgende Arten nachgewiesen: Ausschließlich im Pilotgebiet in jeweils nur wenigen Exemplaren wurden Kleiner Sandaal (3 Individuen in 3 Hols), Hering (4 Ind./1 Hol), Kleingefleckter Katzenhai (2 Ind./2 Hols) sowie Große Seenadel (2 Ind./2 Hols) und Kleine Seenadel (2 Ind./2 Hols) beobachtet. Nur im Referenzgebiet nachgewiesen wurden Seehase, Zwergbutt, Petermännchen, Franzosendorsch und Zwergdorsch. Alle diese Arten traten nur als Einzelexemplare auf, d.h. über beide Kampagnen hinweg wurde in beiden Gebieten insgesamt nur ein Exemplar gefangen.

Die genannten Arten, die in jeweils nur einem der untersuchten Gebiete vorkamen, haben z.T. im Untersuchungsgebiet nicht ihren Verbreitungsschwerpunkt (z.B. der Kleine Sandaal oder die Seenadelarten) oder weisen insgesamt in der Deutschen Bucht nur relativ geringe Bestandstärken auf (z.B. Zwergdorsch). Speziell der Hering wird als pelagische Art von dem verwendeten Fanggerät kaum erfasst. Sporadisch, d.h. nur in wenigen Hols, wurde weiterhin die Vierbärtelige Seequappe (6 Ind./5 Hols) nachgewiesen.

Das Große Petermännchen (*Trachinus draco*) gilt nach der Roten Liste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs (FRICKE et al. 1995) als verschollen oder ausgestorben. Ein Exemplar dieser Art wurde während der Herbstkampagne im Referenzgebiet gefangen. Die Viperqueise (*Echiichthys vipera*) und die große Seenadel (*Syngnathus acus*) sind als gefährdet eingestuft, der Seehase (*Cyclopterus lumpus*) gilt als potenziell gefährdet. Der Seehase trat als Einzelfund im Referenzgebiet auf und die Große Seenadel wurden in zwei Exemplaren im Pilotgebiet gefangen (s.o.), die Viperqueise trat in 16 der insgesamt 120 ausgewerteten Hols auf (Pilotgebiet 6 Individuen/6 Hols, Referenzgebiet 17 Individuen/10 Hols). Sie erreichte damit mittlere Individuendichten von 0,05 Ind. • ha (Pilotgebiet) bzw. 0,14 Ind. • ha (Referenzgebiet).

Es wurde keine der sechs Fischarten (Stör, Schnäpel, Alse, Finte, Meer- und Flussneunauge) nachgewiesen, die entsprechend der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie bzw. nach den Vorgaben des europäischen Schutzgebietsystems NATURA 2000 als prioritär eingestuft sind.

Tab. 26: Fischartenspektrum der Befischungskampagnen im Jahr 2002 (nicht bis auf Artniveau bestimmte Fänge wurden nicht dargestellt). Nr.= Nummerierung nach Fischartenliste der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (BfA), Pilot. = Pilotgebiet, Ref. = Referenzgebiet, Rote Liste nach FRICKE et al. 1995: 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 3 = gefährdet, P = potenziell gefährdet, kein Eintrag = nicht gefährdet (Quelle: MAFRIS 2003).

			Frühjahr 2002		Herbst 2002		Rote Liste-Kategorie
Nr.	Name der Fischart		Pilot.	Ref.	Pilot.	Ref.	
13	<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	X	X	X	X	
31	<i>Ammodytes marinus</i>	Kleiner Sandaal	X		X		
67	<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge	X	X	X	X	
101	<i>Belone belone</i>	Hornhecht			X	X	
128	<i>Buglossidium luteum</i>	Zwergzunge	X	X	X	X	
132	<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch	X	X	X	X	
133	<i>Callionymus maculatus</i>	Gefleckter Leierfisch	X	X	X	X	
181	<i>Clupea harengus</i>	Hering			X		
224	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Seehase				X	P
252	<i>Echiichthys vipera</i>	Viperqueise	X	X	X	X	3
284	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grauer Knurrhahn	X	X	X	X	
293	<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau	X	X	X	X	
341	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Doggerscharbe	X	X		X	
360	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Grosser Gefleckter Sandaal	X	X	X	X	
407	<i>Limanda limanda</i>	Kliesche	X	X	X	X	
468	<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling	X	X	X	X	
479	<i>Microstomus kitt</i>	Limande, (Rotzunge)	X	X	X	X	
506	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	X	X	X	X	
599	<i>Phrynorhombus norvegicus</i>	Zwergbutt				X	
607	<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle	X	X	X	X	
617	<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	X	X	X	X	
630	<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt	X	X	X	X	
663	<i>Rhinonemus cimbricus</i>	Vierbärtelige Seequappe		X	X	X	
690	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt		X	X	X	
695	<i>Scyliorhinus canicula</i>	Kleingefleckter Katzenhai			X		
716	<i>Solea vulgaris</i>	Seezunge	X	X	X	X	
749	<i>Syngnathus acus</i>	Grosse Seenadel			X		3
750	<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel			X		
772	<i>Trachinus draco</i>	Petermännchen				X	0 bzw. 1*
777	<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele, Stöcker			X	X	
783	<i>Trigla lucerna</i>	Roter Knurrhahn			X	X	
793	<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch				X	
794	<i>Trisopterus minutus</i>	Zwergdorsch		X			
Summe			19	21	27	28	

*: Nach der Roten Liste des deutschen Nordseebereichs (FRICKE et al. 1995) gilt das Große Petermännchen (*Trachinus draco*) als verschollen oder ausgestorben (Kategorie 0). Im dänischen Bereich des Wattenmeeres ist die Häufigkeit des Vorkommens unbekannt (ANONYMUS 1996). Nach derzeitigem Kenntnisstand muss die Gefährdungskategorie in 1 (vom Aussterben bedroht) abgeändert werden (FRICKE, mdl. Mitt.).

Dominanzverhältnisse der Charakterarten

Als Charakterarten werden diejenigen Arten bezeichnet, die über beide Kampagnen gemittelt zusammen $\geq 90\%$ der Gesamtindividuendichte im untersuchten Gebiet stellten. Demnach konnten fünf der erfassten 33 Fischarten (Tab. 26) als Charakterarten ermittelt werden. Namentlich sind dies Scholle, Kliesche, Zwergzunge, Sandgrundel und Lammzunge. Die Häufigkeits- und Gewichtsanteile dieser Charakterarten beschreiben die Dominanzverhältnisse der vorgefundenen Fischgemeinschaft. Die Unterschiede der Dominanzverhältnisse dieser Arten sind in den Abb. 25 bis Abb.

28 dargestellt. Dabei wurden die Häufigkeits- und Biomasseanteile (Feuchtgewicht) dieser fünf Charakterarten getrennt für Pilot- und Referenzgebiet jeweils über beide Kampagnen gemittelt dargestellt. Die übrigen Fischarten wurden dabei als Sonstige zusammengefasst.

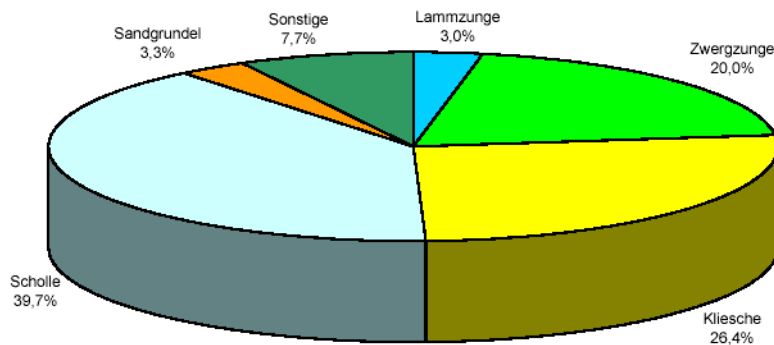


Abb. 25: Relative Häufigkeitsanteile der Charakterarten im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).

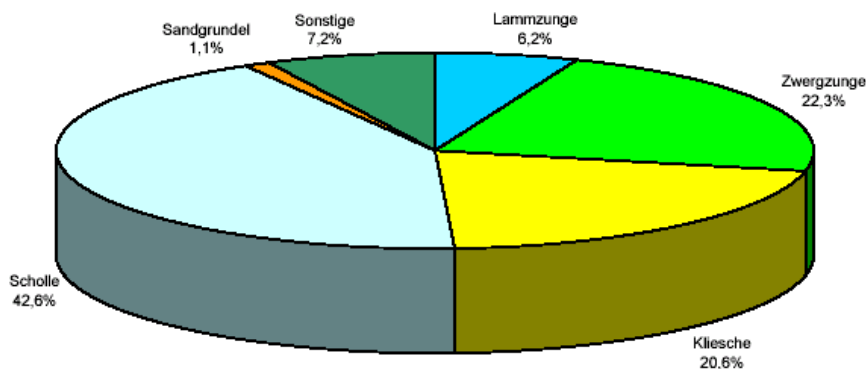


Abb. 26: Relative Häufigkeitsanteile der Charakterarten im Referenzgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).

Hinsichtlich ihrer Häufigkeit war die fischereiwirtschaftlich wichtige Scholle am Bedeutendsten. Sie erreichte sowohl im Pilot- als auch im Referenzgebiet mittlere Häufigkeiten von rd. 40% des Gesamtfanges. Daneben war die Kliesche als ebenfalls kommerziell bedeutender Plattfisch in großer Zahl präsent. Sie erreichte in beiden Gebieten relative Häufigkeiten von >20%. Auch die Zahl der gefangenen Zwergzungen war hoch, der Häufigkeitsanteil dieser kleinwüchsigen Plattfischart betrug ebenfalls in beiden Gebieten um 20%. In geringerer Anzahl war die ebenfalls kleinwüchsige Lammzunge vertreten. Diese Plattfischart erreichte Häufigkeitsanteile um 5%. Somit waren es zwei kommerziell wichtige und zwei kleinwüchsige Plattfischarten, welche annähernd 90% der mittleren Gesamthäufigkeiten aller gefangenen Fische stellten (Pilotgebiet 89,1%; Referenzgebiet 91,7%). Die ausgesprochene Kleinfischart Sandgrundel zählt definitionsgemäß ebenfalls zu den Charakterarten im Untersuchungsgebiet, da die Häufigkeitsanteile der genannten vier Plattfischarten zusammengenommen erst 89,1% der Gesamthäufigkeit im Pilotgebiet ausmachten.

sammengenommen erst 89,1% der Gesamthäufigkeit im Pilotgebiet ausmachten. Sandgrundeln waren jedoch in deutlich geringeren Zahlen in den Fängen vorhanden. Diese als Nahrungsquelle für viele fischfressende Arten wichtige Fischart war mit <5% an der Gesamtindividuumdichte im Untersuchungsgebiet beteiligt.

Hinsichtlich der relativen Häufigkeit der Charakterarten ergaben sich einige Unterschiede der beobachteten Fischgemeinschaft zwischen Pilot- und Referenzgebiet. So erreichten Scholle, Zwerg- und Lammzunge im Pilotgebiet mit jeweils zwischen 2 - 3% geringere Häufigkeitsanteile. Die Kliesche hingegen war im Pilotgebiet deutlich häufiger (Pilotgebiet 26,4%; Referenzgebiet 20,6%) und auch die Sandgrundel wies im Pilotgebiet größere Anteile am Gesamtfang auf.

Entsprechend den relativen Häufigkeiten der Charakterarten sind in Abb. 27 und Abb. 28 die relativen Gewichtsanteile aufgeführt. Bei dem Vergleich von Häufigkeits- und Gewichtsanteil fallen deutliche Unterschiede zwischen den jeweiligen Anteilen der einzelnen Charakterarten auf. Die Scholle hatte beispielsweise einen Häufigkeitsanteil von rd. 40% (Pilotgebiet 39,7%; Referenzgebiet 42,7%) und einen Gewichtsanteil um 65% (Pilotgebiet 64,6%; Referenzgebiet 67,4%). Diese Differenzen ergaben sich aus ihren hohen Individualgewichten. Insgesamt haben die kommerziell genutzten Arten Kliesche und Scholle deutlich höhere Individualgewichte als die kleinwüchsigen Zwerg- und Lammzungen oder die kleine Sandgrundel. Die Häufigkeits- und Gewichtsanteile der Kliesche waren sich mit jeweils um 20% ähnlich. Dagegen war die gewichtsmäßige Bedeutung der übrigen Fischarten, die hinsichtlich ihrer Individuumdichte als Charakterarten angesprochen wurden, aufgrund ihres geringen Individualgewichts erheblich niedriger. Die Anteile von Zwerg- und Lammzunge sowie der Sandgrundel an der Gesamtbiomasse beider Gebiete lagen jeweils unter 5%.

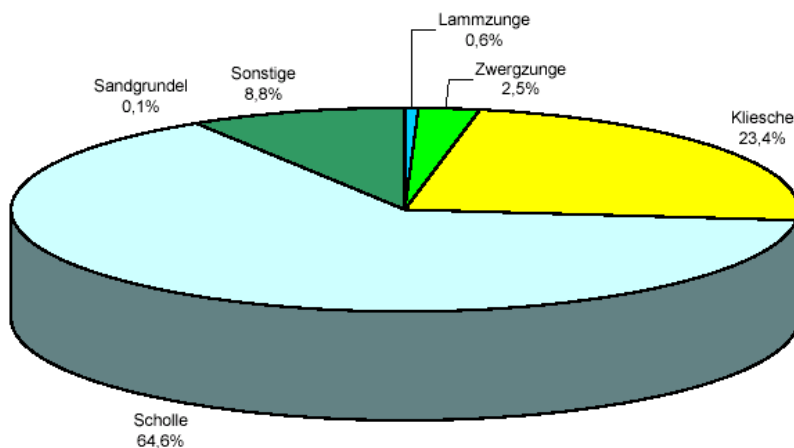


Abb. 27: Relative Gewichtsanteile der Charakterarten im Pilotgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).

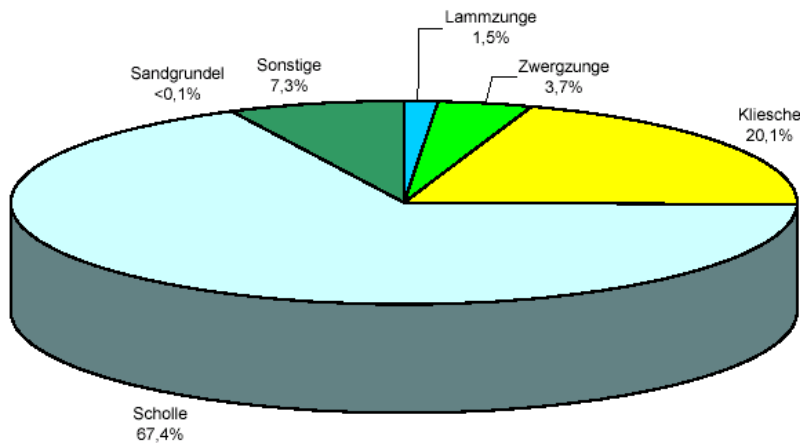


Abb. 28: Relative Gewichtsanteile der Charakterarten im Referenzgebiet (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle MAFRIS 2003).

Häufigkeit und Gewichtsanteile für das Gesamtartenspektrum

Über die Betrachtung der Charakterarten hinaus sind auch die Häufigkeits- und Gewichtsanteile der übrigen nachgewiesenen Fischarten für die umfassende Beschreibung der Fischzönose am Standort von Bedeutung. Dabei kann z.B. anhand des relativen Häufigkeitsanteils einer Fischart eine Aussage über die Bedeutung dieser Art für die Gesamtindividuumdichte gemacht werden. Um jedoch die biologische Bedeutung einer Fischart für die Fischgemeinschaft hinreichend beurteilen zu können, ist diese Betrachtung oft nicht ausreichend. Beispielsweise würde eine sehr hohe Individuenzahl eines Schwarmfisches wie dem Hering in einem einzelnen Hol zu einem hohen relativen Häufigkeitsanteil dieser Fischart führen. Dieses jedoch würde die Bedeutung dieser Fischart überschätzen, wenn die Art auf allen anderen Stationen in diesem Gebiet nicht vorkam und somit zur Artgemeinschaft im gesamten Gebiet wenig beitrug. Daher wurde für die Häufigkeits- und Gewichtsanteile jeder Fischart der Biologische Bedeutungsindex (BI) nach Mc CLOSKEY (1970) berechnet. Der BI wertet eine Fischart, welche mit geringen Individuenzahlen, aber hoher Stetigkeit präsent ist, höher als eine Art, die - wie oben beschrieben - nur in einem Hol in hohen Stückzahlen auftritt.

Die relativen und absoluten Häufigkeits- und Gewichtsanteile aller nachgewiesenen Fischarten sind über beide Kampagnen gemittelt in Tab. 27 dargestellt. Dabei wurden die Werte für Pilot- und Referenzgebiet getrennt berechnet. Der BI wurde bestimmt, indem die Arten holweise in aufsteigender Reihenfolge entsprechend ihrer relativen Häufigkeits- bzw. Gewichtsanteile sortiert wurden. Jeder Art wurden - ebenfalls holweise - Punkte zwischen 1 und 10 gemäß des jeweiligen Ranges vergeben und schließlich die Summen der zugeordneten Punkte für jede Art ermittelt. Anschließend wurden die berechneten Werte gegen BI_{max} (höchster erreichbarer BI-Wert der jeweiligen Probenahme) prozentnormiert.

Die Bedeutung der zuvor ermittelten Charakterarten Scholle, Kliesche, Zwerg- und Lammzunge und Sandgrundel (s.o.) wurde anhand ihrer BI-Werte eingeschätzt. Dabei ergaben sich für die Fische- reizielarten Kliesche und Scholle BI-Werte von jeweils $> 85\%$ sowohl für die Häufigkeit als auch für die Gewichtsanteile. Dieses belegt die wesentliche Stellung von Scholle und Kliesche in der Fisch-

zönose. Die Zwergzunge erreichte ebenfalls Häufigkeits-BI-Werte um 80%, der Biomasse-BI dieser Art war aufgrund der geringen Individualgröße der Tiere mit rd. 60% deutlich niedriger. Hohe Bedeutungswerte von durchgängig >50% wies auch der Graue Knurrhahn auf, wenngleich er aufgrund seines zahlenmäßig geringen Vorkommens bei der Betrachtung der Charakterarten zu der Sammelkategorie „Sonstige“ gezählt wurde. Er trat in >95% aller 120 ausgewerteten Hols auf, war also mit hoher Stetigkeit präsent und hat damit eine vergleichsweise hohe Bedeutung für die vorgefundene Artgemeinschaft. Auch die BI-Werte der beiden weiteren kleinwüchsigen Charakterarten des Gebietes, Lammzunge und Sandgrundel, erreichten hinsichtlich der Häufigkeit wesentlich höhere Werte als hinsichtlich der Biomasse. Die Lammzunge hatte Häufigkeits-BI-Werte um 50% und Gewichts-BI-Werten um 35%. Am Beispiel der Sandgrundel wird die Bedeutung des BI deutlich: diese Grundelart hatte mit Häufigkeits-BI-Werten um 20 - 25% und Gewichts-BI-Werten von <5% eine vergleichsweise geringe Bedeutung für die Artgemeinschaft, obwohl sie als Folge ihrer hohen relativen Häufigkeitsanteile zu den Charakterarten zählt.

Einige Bedeutung für die Fischgemeinschaft erreichte mit mittleren biologischen Häufigkeits- und Biomasse-BI-Werte von $\geq 25\%$ auch der Gestreifte Leierfisch sowohl für die Häufigkeit als auch für die Gewichte in beiden Gebieten. Die Bedeutung des Steinpickers lag im Referenzgebiet (BI = 39% bzw. 23%) über der im Pilotgebiet (BI = 22% bzw. 15%). Auch der Wittling erreichte im Referenzgebiet höhere Bedeutung (BI = 27% bzw. 31%) als im Pilotgebiet (BI = 14% bzw. 15%). Einige weitere Arten erreichten niedrigere biologische Bedeutung für die Zönose mit BI-Werten zwischen 10% und 20%. Dies waren Kabeljau, Limande, Seeskorpion, Steinbutt, Seezunge und Roter Knurrhahn. Die BI-Werte und damit die Bedeutung der 19 übrigen im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten für die Fischzönose lagen unterhalb von 10%.

Eine Übersicht über den biologischen Bedeutungsindex sämtlicher erfasster Fischarten im untersuchten Gebiet zeigt Tab. 27.

Tab. 27: Mittlere Individuendichten (absolut und prozentual), mittlere Biomasse (absolut und prozentual) sowie biologischer Bedeutungsindex nach MC CLOSKEY (1970) – ermittelt jeweils für Häufigkeits- und Biomasseanteil sämtlicher im Untersuchungsgebiet nachgewiesener Fischarten, getrennt nach Pilot- und Referenzgebiet (BI = Biologischer Bedeutungsindex (Frühjahr und Herbst 2002) (Quelle: MAFRIS 2003).

Name der Fischart		Pilotgebiet						Referenzgebiet					
		Individuendichte			Biomasse			Individuendichte			Biomasse		
		Mittel [Ind./ha]	[%]	BI	Mittel [kg./ha]	[%]	BI	Mittel [Ind./ha]	[%]	BI	Mittel [kg./ha]	[%]	BI
<i>Agonus cataphractus</i>	Steinpicker	1,87	1,18	22,03	0,02	0,27	14,75	3,70	1,16	39,19	0,05	0,36	23,39
<i>Ammodytes marinus</i>	Kleiner Sandaal	0,02	0,02	1,02	<0,01	<0,01	1,02	-	-	-	-	-	-
<i>Arnoglossus laterna</i>	Lammzunge	4,82	3,04	46,10	0,06	0,63	33,39	19,61	6,13	54,68	0,20	1,50	37,90
<i>Belone belone</i>	Hornhecht	0,07	0,04	0,68	0,02	0,18	4,41	0,02	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,65
<i>Buglossidium luteum</i>	Zwergzunge	31,72	20,00	78,47	0,22	2,54	58,81	70,50	22,03	82,90	0,49	3,67	62,26
<i>Callionymus</i>	Leierfisch spp. <= 7cm	0,81	0,51	7,63	<0,01	0,01	0,34	0,89	0,28	4,52	<0,01	0,01	<0,01
<i>Callionymus lyra</i>	Gestreifter Leierfisch	2,94	1,86	42,37	0,08	0,93	45,76	4,86	1,52	40,32	0,14	1,05	44,68
<i>Callionymus maculatus</i>	Gefleckter Leierfisch	0,22	0,14	2,54	<0,01	0,01	1,53	0,13	0,04	1,13	<0,01	0,01	0,81
<i>Clupea harengus</i>	Hering	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,17	-	-	-	-	-	-
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Seehase	-	-	-	-	-	-	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<i>Echiichthys vipera</i>	Viperqueise	0,05	0,03	2,03	<0,01	0,01	2,37	0,14	0,04	0,65	<0,01	0,02	1,29
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Grauer Knurrhahn	2,91	1,84	50,17	0,14	1,54	54,75	6,98	2,18	54,84	0,26	1,94	59,68
<i>Gadus morhua</i>	Kabeljau	0,29	0,18	5,59	0,04	0,50	9,15	0,28	0,09	8,87	0,06	0,46	16,61
Gobiidae	Meergrundeln	-	-	-	-	-	-	0,08	0,03	0,65	<0,01	<0,01	<0,01
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	Doggerscharbe	0,02	0,01	1,19	<0,01	0,03	2,03	0,11	0,03	4,52	0,01	0,08	7,90
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer Gefl. Sandaal	0,29	0,18	8,47	<0,01	0,06	9,32	0,28	0,09	3,06	0,01	0,04	3,06
<i>Limanda limanda</i>	Kliesche	41,83	26,38	87,12	2,07	23,38	87,29	66,90	20,90	86,94	2,66	20,12	88,71
<i>Merlangius merlangus</i>	Wittling	0,80	0,51	14,24	0,03	0,32	15,42	1,66	0,52	27,10	0,08	0,61	30,65
<i>Microstomus kitt</i>	Limande, (Rotzunge)	0,10	0,06	2,20	0,01	0,08	4,58	0,49	0,15	6,13	0,03	0,24	13,87
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Seeskorpion	0,25	0,16	5,93	0,04	0,42	12,71	0,12	0,04	2,10	0,02	0,13	3,71
<i>Phrynorhombus norvegicus</i>	Zwergbutt	-	-	-	-	-	-	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
<i>Pleuronectes platessa</i>	Scholle	62,88	39,66	93,73	5,71	64,62	97,80	136,72	42,71	95,32	8,93	67,38	100
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	5,15	3,25	25,93	<0,01	0,06	4,41	3,45	1,08	19,68	0,01	0,04	4,19
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt	0,17	0,11	10,34	0,17	1,93	22,54	0,09	0,03	1,45	0,09	0,65	9,68
<i>Rhinonemus cimbricus</i>	Vierbärt. Seequappe	0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,04	0,01	1,13	<0,01	0,01	1,29
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Glattbutt	0,07	0,04	1,69	0,08	0,96	8,81	0,02	0,01	0,32	0,01	0,08	2,10
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Kleingefl. Katzenhai	0,02	0,01	<0,01	0,02	0,17	1,19	-	-	-	-	-	-
<i>Solea vulgaris</i>	Seezunge	0,10	0,07	2,37	0,02	0,22	7,29	0,38	0,12	3,87	0,11	0,81	18,87
<i>Syngnathus acus</i>	Grosse Seenadel	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Syngnathus rostellatus</i>	Kleine Seenadel	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Trachinus draco</i>	Petermännchen	-	-	-	-	-	-	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
<i>Trachurus trachurus</i>	Holzmakrele, Stöcker	0,72	0,45	4,41	0,01	0,10	2,03	2,24	0,70	1,94	0,01	0,10	0,97
<i>Trigla lucerna</i>	Roter Knurrhahn	0,39	0,24	5,42	0,09	1,02	19,83	0,36	0,11	2,58	0,09	0,66	11,45
<i>Trisopterus luscus</i>	Franzosendorsch	-	-	-	-	-	-	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,16
<i>Trisopterus minutus</i>	Zwergdorsch	-	-	-	-	-	-	0,01	<0,01	0,32	<0,01	<0,01	0,32
Summe		158,56			8,83			320,09			13,25		

Verteilungsmuster und Größenzusammensetzung der Charakterarten

Scholle: Die Verbreitung der wirtschaftlich bedeutenden Scholle, die als dominierende Charakterart ermittelt wurde (s.o.), wies im untersuchten Gebiet deutliche Unterschiede auf. Im Referenzgebiet wurden bei beiden Beprobungen insgesamt höhere Anzahlen ermittelt und die Schollen waren dort gleichmäßiger verteilt. Dagegen wiesen die Fänge im Pilotgebiet eine größere Streuung auf; neben einigen Hols mit sehr vielen Tieren waren auch viele Hols mit sehr wenigen Individuen vertreten. Die Verteilungsmuster im Frühjahr und Herbst ähnelten sich. Zu beiden Terminen ließen

sich zwei Regionen mit hohen Schollenfängen lokalisieren, in denen also vermehrt Fänge mit 75-100% der maximalen Individuendichte auftraten. Eine dieser Regionen lag in der nordöstlichen Hälfte des Pilotgebietes in Bereichen mit größerer Wassertiefe, östlich der 30 m-Linie. Die andere Region machte die gesamte östliche Hälfte des Referenzgebietes aus. Sehr niedrige Schollendichten wurden vor allem in den Fängen im nördlichen Viertel sowie in der südwestlichen Hälfte des Pilotgebietes erzielt, wo der Grund steinig ist. Hierbei lässt es sich nicht ausschließen, dass die geringen Fänge auf das Verhalten des Fanggerätes über Steingrund zurückzuführen sind.

Die Scholle wurde im Frühjahr in den Längen von 10 - 40 cm im Pilotgebiet und 9 - 39 cm im Referenzgebiet angetroffen; im Herbst reichte das Längenspektrum von 4 - 44 cm im Pilotgebiet und von 13 - 43 cm im Referenzgebiet. Im Frühjahr waren die Längensklassen 14 cm in beiden Gebieten sowie 21 cm im Pilotgebiet und 20 cm im Referenzgebiet am häufigsten vertretenen. Im Herbst wurden Maxima in den Längensklassen 16 (Referenzgebiet) bzw. 17 cm (Pilotgebiet) beobachtet. Jungfische zwischen 4 und 10 cm Länge traten ausschließlich im Pilotgebiet auf und erreichten die höchste Längenhäufigkeit bei 6 cm.

Kliesche: Auch für die Kliesche als zweite dominante Plattfischart ließen sich Verteilungsunterschiede im Untersuchungsgebiet belegen. Im Referenzgebiet wurden höhere relative Dichten ermittelt und die Fänge in ihrer Gesamtheit zeigten eine geringere Streuung als die Fänge des Pilotgebietes. Insgesamt wies die Kliesche eine ähnliche Verbreitung auf wie die Scholle. Auch im Falle der Kliesche war sowohl im Frühjahr als auch im Herbst eine Häufung von Individuen in der nordöstlichen Hälfte des Pilotgebietes und auf der Station in seiner südwestlichen Ecke zu beobachten. Im Referenzgebiet war jedoch die Verteilung von Fängen mit sehr hohen Klieschenzahlen relativ gleichmäßig über die gesamte Fläche verteilt. Die Hols mit sehr geringen Klieschenzahlen (0-25% der maximalen Individuendichte) waren in 80 % der Fälle identisch mit den Hols, in denen auch Schollen in niedrigen Anzahlen auftraten.

Die Längenspektren reichten im Frühjahr von 7 - 29 cm im Pilotgebiet und von 5 - 34 cm im Referenzgebiet; im Herbst wurden Kliesen zwischen 5 cm und 32 cm im Pilotgebiet und von 3 - 34 cm im Referenzgebiet gefangen. Maximale Individuendichten traten im Frühjahr in beiden Gebieten in der Längensklasse 16 cm auf, im Referenzgebiet war bei 10 cm ein weiteres Maximum vorhanden. Im Pilotgebiet war ein Maximum bei 16 cm ausgeprägt, sowie ein weiteres schwach ausgeprägtes bei 7 cm. Im Herbst erreichten im Referenzgebiet die Längen 7 cm, 13 cm und 16 cm die größten Häufigkeiten. Saisonal war die Gesamthäufigkeit der Kliesche im Herbst größer als im Frühling. Regional wurden im Referenzgebiet höhere Anzahlen beobachtet als im Pilotgebiet. Im Frühjahr galt dies für alle Längensklassen und während beider Kampagnen für Jungkliesen. Im Herbst wurde das Referenzgebiet jedoch nur von Individuen bis einschließlich der 16-cm-Klasse bevorzugt, Tiere ab 17 cm traten dagegen im Pilotgebiet häufiger auf.

Zwergzunge: Auch die Zwergzunge als kleinste Plattfischart zeigte, wie die beiden vorher betrachteten Arten Scholle und Kliesche, Verteilungsunterschiede zwischen Pilot- und Referenzgebiet. Im Gegensatz zu den beiden vorigen Arten ließen sich jedoch keine so klaren regionalen Präferenzen erkennen. Im Pilotgebiet wurden bei der Frühjahrskampagne hohe relative Dichten an den Tiefenstationen im Nordosten vorgefunden, an denen auch Schollen und Kliesen häufig waren. Im Herbst lagen die beiden Stationen mit höchsten Individuendichten jedoch in Bereichen mit geringerer Wassertiefe westlich der 30 m-Linie. Im Referenzgebiet waren die Stationen mit hohen relativen Zwergzungendichten im Frühling über die gesamte Fläche verteilt, im Herbst ließ sich eine

Häufung auf den südwestlichen Stationen erkennen. 68% der Fänge mit 0 - 25 % der maximalen Individuendichte stimmten mit den Fängen überein, in denen ebenso wenige Schollen auftraten. Insgesamt waren die relativen Dichten der Zwergzunge im Referenzgebiet deutlich höher als im Pilotgebiet.

Zwergzungen waren im Frühjahr in beiden Gebieten in den Längenklassen 4 - 12 cm und im Herbst in den Klassen 5 - 11 cm im Pilotgebiet und 5 - 12 cm im Referenzgebiet zu beobachten. Dabei lagen im Frühjahr die höchsten Längenhäufigkeiten jeweils bei 7 - 9 cm im Pilotgebiet und im Referenzgebiet jeweils in der 8 cm-Klasse. Auch im Herbst waren die Längenklassen 7 - 9 cm am häufigsten. Absolute Häufigkeiten während der Herbstkampagne, die etwa um den Faktor 3 über den Frühjahrszahlen lagen, sind vermutlich auf saisonale Wanderbewegungen der Fischart zurückzuführen. Das Muster der Längenhäufigkeitsverteilungen zeigte sowohl zwischen Pilot- und Referenzgebiet als auch zwischen Frühjahrs- und Herbstbefischung große Übereinstimmungen.

Sandgrundel: Die Sandgrundel wurde im Frühjahr nur in wenigen Individuen und dabei fleckenhaft verteilt nachgewiesen. Während der Herbstkampagne war diese kleinwüchsige Fischart die einzige der fünf Charakterarten, die im Pilotgebiet in höheren Dichten vorkam als im Referenzgebiet. Eine Konzentration von Sandgrundeln wurde im mittleren Bereich des Pilotgebietes beobachtet. Direkt neben Fängen mit vielen Exemplaren (75-100% der maximalen Individuendichte im Herbst) traten Hols mit sehr geringen Anzahlen (0-25%) auf, und während viele der Hols mit großen Häufigkeiten in Wassertiefen unterhalb 30 m lagen, wurden einige auch in größeren Wassertiefen erzielt. Im Referenzgebiet war die Verteilung fleckenhaft; ein klares Bild hinsichtlich bevorzugter Aufenthaltsorte ließ sich nicht erkennen.

Im Pilotgebiet wurden im Frühjahr ausschließlich Exemplare der Längensklasse 5 cm beobachtet; im Referenzgebiet waren die Längensklassen 4 - 6 cm vertreten, wobei ebenfalls in der 5 cm-Klasse das Maximum lag. Im Herbst war das Längenspektrum mit 3 - 7 cm im Pilotgebiet und 2 - 7 cm im Referenzgebiet etwas weiter. Die größte Häufigkeit wurde in beiden Gebieten in der 4 cm-Klasse erreicht. Im Frühjahr wurden lediglich wenige Exemplare gefangen, im Herbst war die Dichte dann jedoch um ein vielfaches höher. Tiere der Längensklasse 3 - 4 cm kamen bevorzugt im Pilotgebiet vor.

Lammzunge: Die Verteilungsmuster dieser wirtschaftlich unbedeutenden Plattfischart ähnelten denen der drei bereits dargestellten Plattfische. Auch hier ließ sich eine Bevorzugung des Referenzgebietes gegenüber dem Pilotgebiet feststellen. Hols, in denen keine Lammzungen nachgewiesen wurden, kamen nur während der Frühjahrskampagne vor und waren im Pilotgebiet häufiger als im Referenzgebiet. Im Pilotgebiet war einer der beiden Frühjahrsfänge mit 75-100% der maximalen Individuendichte auf der Station im Nordosten östlich der 30 m-Linie, an der auch alle anderen Plattfische in hohen Dichten vorkamen. Im Referenzgebiet lag fast die Hälfte aller Hols zwischen 75-100% der max. Individuendichte. Lediglich im nordöstlichen Viertel des Referenzgebietes waren Hols mit geringerer Lammzungendichte zu verzeichnen.

Die Lammzunge trat im Frühjahr in den Längensklassen 4 - 15 cm im Pilotgebiet und 4 - 17 cm im Referenzgebiet auf, im Herbst wurden die Längensklassen 3 - 16 cm im Pilotgebiet und 4 - 16 cm im Referenzgebiet beobachtet. Im Frühjahr traten Häufigkeitsmxima im Pilotgebiet bei 10 cm und 13 cm auf. Im Referenzgebiet waren neben den Klassen 10 cm und 12 cm auch die 5- und 6-cm-Klasse am stärksten vertreten. Im Herbst wurden in beiden Gebieten die 9 cm-Längensklasse am

häufigsten beobachtet. Im Herbst lagen die beobachteten Individuendichten im Untersuchungsgebiet etwa um den Faktor 10 höher als im Frühjahr. Insgesamt kam die Lammzunge im Referenzgebiet in größeren Stückzahlen vor als im Pilotgebiet.

Eine graphische Darstellung der Verteilungsmuster und Längenverteilungen aller Charakterarten findet sich in MAFRIS (2003).

Vorkommen von Arten der Roten-Liste

Mit dem Großen Petermännchen (*Trachinus draco*) wurde im Referenzgebiet ein Exemplar einer nach der Roten Liste (FRICKE et al. 1995) als ausgestorben bzw. verschollen (Kategorie 0) gelten- den Art angetroffen. Im dänischen Wattenmeer ist die Häufigkeit des Vorkommens der Art unbekannt (ANONYMUS 1996). Nach derzeitigem Kenntnisstand muss die Gefährdungskategorie im deut- schen Wattenmeer- und Nordseebereich jedoch in 1 (vom Aussterben bedroht) abgeändert werden (FRICKE, mdl. Mitt.). Die demersale Fischart kommt in Tiefen bis 150 m (FROESE & PAULY 2000) vor, im Sommer jedoch hauptsächlich in Tiefen zwischen 1 und 30 m (MUUS & NIELSEN 1998). Die Art hält sich oft im Flachwasser auf und ist dort im Sand vergraben.

Im Untersuchungsgebiet wurde auch die ebenfalls zur Familie der Trachinidae zählende Viperquei- se (*Echiichthys vipera*) nachgewiesen. Sie gilt als gefährdet (Kat. 3) und wurde sowohl im Pilotge- biet- wie im Referenzgebiet angetroffen. Die Viperqueise ist in südlicheren Gewässern beheimatet und erst seit 1989 in der Deutschen Bucht in größeren Anzahlen anzutreffen (CORTEN & VAN DE KAMP 1996). In der Deutschen Bucht nahmen die Bestände in den letzten Jahren stark zu (RIJNSDORP et al. 1996; ROGERS et al. 1998). Über beide Kampagnen wurde im Untersuchungsge- biet eine Gesamtzahl von 23 Individuen nachgewiesen, davon 6 Tiere im Pilot- und 17 Individuen im Referenzgebiet. Diese insgesamt geringen Fänge sprechen dafür, dass das Projektgebiet kein bevorzugter Aufenthaltsraum dieser Fischart ist.

Wie die Viperqueise gilt auch die Große Seenadel (*Syngnathus acus*) als gefährdet (Kat. 3). Die Große Seenadel kommt in flachen Küstengewässern bis 25 m Wassertiefe und bevorzugt in Berei- chen mit marinen Pflanzenbeständen vor (KNIJN et al. 1993). Als Gefährdungsursache dieser Art wird der Verlust entsprechender Habitats (Rückgang der Seegraswiesen im Wattenmeer) genannt (FRICKE et al. 1995). Das Vorkommen dieser Art wurde durch ein Einzelexemplar für das Pilotgebiet dokumentiert. Der erfasste Seehase (*Cyclopterus lumpus*) ist als potenziell gefährdet (Kat. P) ein- gestuft und wurde ebenfalls als Einzelfund im Referenzgebiet angetroffen. Der Seehase wandert zum Laichen in flache Küstengewässer. Während die Adulten anschließend in größere Wassertiefen zurückkehren, verbringen die Larven und Juvenilen ihr erstes Jahr in Küstennähe (KNIJN et al. 1993).

Arten nach Anhang II der Flora-Fauna-Habitat Richtlinie

Die FFH-RL bildet gemeinsam mit der Vogelschutzrichtlinie aus dem Jahre 1979 (79/409/EWG) den gesetzlichen Rahmen des Naturschutzrechtes in der EU. Beide Verordnungen haben den Aufbau eines europaweiten Schutzgebietssystems, Natura 2000, zum Ziel. Im Anhang II der FFH-RL wer- den Tiere und Pflanzen ausgewiesen, deren Verbreitung und Vorkommen bei der Auswahl geeigne- ter Schutzgebiete als Kriterien herangezogen werden sollen. Von diesen sog. Anhang II-Arten sind in der Deutschen Bucht sechs Fischarten von Bedeutung: Stör (*Acipenser sturio*), Schnäpel (*Core-*

gonus lavaraetus oxyrinchus), Alse (*Alosa alosa*), Finte (*Alosa fallax*), Meerneunauge (*Petromyzon marinus*) und Flussneunauge (*Lampetra fluviatilis*). Eine Auswertung der Datenbanken der Bundesforschungsanstalt für Fischerei seit 1981 ergab keine Nachweise von Stör, Alse oder Schnäpel in der Nordsee (KLOPPMANN 2002). Keine der sechs FFH-relevanten Arten wurde im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 nachgewiesen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die verwendete Baumkurre weder pelagische Arten wie Schnäpel oder Finte noch versteckt lebende Spezies wie Neunaugen quantitativ fängt. Insbesondere für die beiden Neunaugenarten werden Steinfelder, wie sie auch im Untersuchungsgebiet vorkommen, als mögliche Aufenthaltsorte diskutiert, in denen die Tiere an Steinen festgesaugt auf ihre Wirtstiere warten (ANONYMUS 2002). Es gibt jedoch keine Beobachtungen, die für eine Übertragbarkeit derartiger Verhaltensweisen, die während des Aufstiegs in die Laichgewässer beobachtet werden, auf die Lebensphase im marinen Bereich sprechen. Im Gegenteil erscheint der mit einem Ansaugen verbundene Energieaufwand ohne das Vorhandensein einer gerichteten Strömung eher unwahrscheinlich (KLOPPMANN, BFA, mdl. Mitt.). Im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 wurden weder Fische mit Ansaugspuren von Neunaugen nachgewiesen, noch ergaben die im Rahmen der Benthosuntersuchungen durchgeführten Videobeobachtungen Sichtungen der Fischart (GOSSELCK, IfAÖ, mdl. Mitt.).

Die besondere Bedeutung der Fintenbestände in der Deutschen Bucht liegt darin begründet, dass es sich um eines der beiden letzten Vorkommen handelt, woraus sich eine besondere Fürsorgepflicht der Anrainerstaaten für diese Art ergibt (ANONYMUS 2002). Die adulten heringsartigen Fische wandern im Mai/Juni in die Flussunterläufe zum Laichen und kehren anschließend ins Meer zurück. Die juvenilen Finten wandern noch in ihrem ersten Lebensjahr ins Meer ab (KNIJN et al. 1993), wobei davon auszugehen ist, dass sich die Tiere dort eher küstennah konzentrieren.

6.5.1.3 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturdaten

Im Untersuchungsgebiet wurde eine Gesamtanzahl von 33 Arten nachgewiesen. Diese liegt im Vergleich zu anderen Untersuchungen in der Deutschen Bucht im mittleren Bereich. ROGERS et al. (1998) stellten anhand von Baumkurrenfängen fest, dass Gemeinschaften mit nur 15 bis 20 Fischarten in der Nordsee üblich sind. Im Bereich des Untersuchungsgebietes fanden sie über einen Zeitraum von 5 Jahren in 17 Hols insgesamt 22 Arten. Dagegen wird die Anzahl der für die gesamte Nordsee nachgewiesenen Fisch- und Neunaugenarten mit 224 angegeben (YANG 1982). ANONYMUS (1996) nennen ein Inventar von 162 Arten für den Wattenmeerbereich und FRICKE et al. (1995) 189 Species für den deutschen Watten- und Nordseebereich. Die unterschiedlichen Gesamtartenzahlen resultieren im Wesentlichen daraus, dass unterschiedliche lokale Ausschnitte der Nordsee der Betrachtung zu Grunde gelegt wurden. Darüber hinaus sind sie auch Ausdruck der Fluktuation innerhalb des Systems, da die Variabilität von Artnachweisen durch die Zu- und Abwanderung von Fischarten aus der Nordsee bzw. ihren Teilgebieten geprägt wird. Zudem ist die Anzahl der Artnachweise auch Ausdruck des eingesetzten Fanggerätes sowie der Beprobungsintensität. Zum Nachweis seltener Arten sind größere Aufwände erforderlich, und die Anzahl nachgewiesener Arten steigt mit dem Fangaufwand (ROGERS et al. 1998).

Die Fischgemeinschaft im Gebiet des Vorhabens Sandbank 24 wurde durch die Plattfischarten Scholle, Kliesche, Zwergzunge und Lammzunge dominiert. Diese vier Charakter- oder auch Leitararten stellten annähernd 90% der Häufigkeits- und Gewichtsanteile der erfassten demersalen Fisch-

fauna. Nach ROGERS et al. 1998 sind diese vier Plattfischarten in der gesamten Nordsee präsent und in hohen Dichten anzutreffen.

An weiteren Plattfischarten wurden Steinbutt, Seesunge und Limande (Rotzunge) sowie in jeweils wenigen Exemplaren Doggerscharbe, Glattbutt und Zwergbutt nachgewiesen; insgesamt bezifferte sich die Gesamtzahl der beobachteten Plattfischarten im Untersuchungsgebiet auf zehn. Neben den vier genannten dominanten Plattfischarten wurde die Sandgrundel als die fünfte Charakterart für das Untersuchungsgebiet identifiziert.

Von den demersalen Fischgemeinschaften der Deutschen Bucht ist bekannt, dass sie im Vergleich zu den britischen Küstengewässern und den Kanalbereichen relativ geringe Diversitäten ($H < 2,0$) aufweisen und Plattfische, die in allen Tiefenstufen häufig sind, die dominante Fischgruppe darstellen. (ROGERS et al. 1998). Höhere Diversitäten werden lediglich im Küstenbereich vor allem im Bereich der ostfriesischen Inseln erreicht. Die Autoren diskutieren neben den Umweltbedingungen im Lebensraum der betrachteten Fischgemeinschaften (Wassertiefe, Hangneigung der Schelfkante, Sediment) auch zoogeographische Faktoren sowie die intensive fischereiliche Aktivität als ursächlich für die Zusammensetzung der demersalen Fischgemeinschaft der Nordsee.

Die fünf Charakterarten sind vorwiegend Sandbodenbewohner und stellen die typische Fischgemeinschaft in weiten Teilen der südlichen Nordsee dar, zu der je nach Gebiet weitere Arten hinzukommen (KNIJN et al. 1993). Dabei sind Kliesche und Scholle sowie der Graue Knurrhahn als Charakterarten der von HARDING et al. (1986) beschriebenen sog. südöstlichen Fischgemeinschaft der Nordsee zuzuordnen, welche das Gebiet des Skagerrak, der Deutschen Bucht, des Ärmelkanals und der britischen Küstengewässer dominiert. Sie setzt sich in gewichtsanteiliger Reihenfolge zu 80% aus Kliesche, Wittling, Grauem Knurrhahn, Stöcker, Scholle und Kabeljau zusammen. Zahlenmäßig wären auch die im Untersuchungsgebiet ebenfalls zu den Charakterarten zählenden kleinwüchsigen Fischarten Zwerg- und Lammzunge sowie Sandgrundeln dieser Fischgemeinschaft zuzuordnen. Dieses wird auch anhand der bei KNIJN et al. (1993) gegebenen Verbreitungskarten belegt (vgl. ROGERS et al. 1998), welche hohe Individuendichten dieser Arten in den küstennäheren Gebieten der Deutschen Bucht dokumentieren.

Neben den genannten fünf Leitarten wurde auch für den Grauen Knurrhahn ein regelmäßiges Vorkommen in geringen Stückzahlen dokumentiert. Ein ähnlicher Befund liegt für den Gestreiften Leierfisch, den Steinpicker, den Steinbutt und den Wittling vor. Die Bedeutungsindizes der letztgenannten Art lagen im Herbst etwa um den Faktor 2 über denen der Frühjahrsbeprobung. Bei den im Herbst gefangenen Tiere handelt es sich überwiegend um Tiere der 0- und I-Gruppe (< 20 cm; KNIJN et al. 1993). Der Wittling gehört neben dem Kabeljau, der im Untersuchungsraum nur in sehr geringen Stückzahlen nachgewiesen wurde, zu den häufigsten Dorschartigen der Nordsee. Insbesondere jüngere Wittlinge ernähren sich von benthischen Invertebraten und halten sich daher im Erfassungsbereich der Baumkurre auf, doch ist nicht davon auszugehen, dass diese Fischart quantitativ in allen Längenklassen erfasst wurde.

In geringeren Individuendichten waren mit Großem Geflecktem Sandaal, Seeskorpion und Geflecktem Leierfisch weitere Arten regelmäßig in den Fängen vertreten, die ebenfalls als häufige demersal (bodenorientiert) lebende Fischarten der Nordsee angesprochen werden können (ROGERS et al. 1998). Bei der Viperqueise handelt es sich um eine in südlicheren Gewässern beheimatete Art, die erst seit 1989 in der südlichen Nordsee in größeren Anzahlen angetroffen wird (CORTEN & VAN DE

KAMP 1996). Pelagisch lebende Fische wurden nur als Einzelexemplare von Hornhecht, Hering und Stöcker (Holzmakrele) erfasst, denn die Baumkurre erfasst diese Arten nicht quantitativ (s.o.). Arten der typischen küstennahen Flachwasser-Fischgemeinschaft (BRECKLING et al. 1998) wurden im Untersuchungsgebiet nicht angetroffen.

Der Vergleich der Ergebnisse aus den beiden Kampagnen Frühjahr und Herbst 2002 macht die Saisonalität der Fischgemeinschaft im Zeitraum zwischen diesen Kampagnen deutlich. Im Frühjahr waren die Gesamtartenzahl und die Artenzahl je Hol geringer. Der Diversitätsindex und die Individuenzahl pro Hektar je Hol waren niedriger, ebenso der Index für die Eveness. Dagegen lagen die Werte der maximalen Dominanz im Frühjahr deutlich höher. Die zeitliche Entwicklung der Werte Eveness und maximale Dominanz belegen, dass das Zahlenverhältnis der beobachteten Arten im Frühjahr deutlich ungleichmäßiger war als im Herbst. Insbesondere im Referenzgebiet war die hohe maximale Dominanz (rd. 66%) auf ein zahlenmäßiges Überwiegen der Schollen (vgl. Abb. 9) zurückzuführen, wohingegen im Pilot- gebiet Klieschen und Schollen in etwa gleichen Häufigkeitsanteilen beobachtet wurden.

Insgesamt fehlten zwölf der im Herbst nachgewiesenen Fischarten im Frühjahr. Diese wurden mit Ausnahme der beiden „südlichen“ Arten Stöcker und Roter Knurrhahn in geringen Stückzahlen beobachtet. Bei den im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Stöckern mit Längen um 10 cm handelt es sich um juvenile Tiere, die im Herbst aus den Küstenbereichen in südlichere Gewässer abwandern. Rote Knurrhähne wurden nur im Herbst in Längenklassen von 20 - 40 cm gefangen. Dies steht in guter Übereinstimmung mit den von DAAN et al. (1990) und KNIJN et al. (1993) gegebenen Verbreitungskarten, wonach der Schwerpunkt des Vorkommens im Frühjahr in der nord-westlichen Nordsee liegt und nur im Herbst eine Konzentration im Gebiet der Deutschen Bucht zu beobachten ist. Ihre biologische Bedeutung hinsichtlich der Biomasse lag insgesamt bei 20% (Pilotgebiet) bzw. 11,5% (Referenzgebiet). Ausschließlich im Frühjahr kam mit dem Zwergdorsch im beprobten Gebiet nur eine Fischart als Einzelfund vor.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass eine typische Fischgemeinschaft sandiger Böden der südlichen Nordsee angetroffen wurde. Sie war von einer starken Dominanz der Plattfischarten gekennzeichnet. Im Vergleich mit anderen Standorten liegt die vorgefundene Gesamtartenzahl von 33 im mittleren Bereich. Die beprobten Gebiete können somit aus fischbiologischer Sicht als faunistisch durchschnittlich ausgestattet angesehen werden.

6.5.2 Vorbelastungen

Neben den natürlichen Einflüssen (insbesondere kalte Winter) unterliegt die Fischfauna auch anthropogenen Einflüssen. Allgemeine Gefährdungen für die deutschen Meeresfische werden dabei durch menschliche Aktivitäten sowohl im Meer selbst als auch an Land verursacht.

Die Meeresfische sind Belastungen durch hohe Schadstoffeinträge ausgesetzt, die insbesondere über die Flüsse ins Meer transportiert werden. Zusätzlich stellt die Eutrophierung der Nordsee, obwohl in den letzten Jahren zurückgegangen, eine Gefährdung für die Fischfauna dar. Dasselbe trifft auf Habitatverlust, vor allem an den Küsten, zu.

Eine der stärksten Belastungen in der Nordsee stellt für die Fischfauna die fischereiliche Bewirtschaftung dar. Durch intensive Befischung werden die Bestände zum Teil stark dezimiert und die Bestandsstruktur verändert. In der südlichen und zentralen Nordsee findet eine intensive Baumkurrenfischerei auf benthische Fischarten (insbesondere Plattfische) und Speisekrabben statt. Neben den direkten Verlusten führt dies zu Belastungen des Sediments und des Benthos, da die Baumkurren den Meeresboden je nach Größe des Fanggeräts und Schwere der Kettenvorläufer in unterschiedlicher Tiefe aufwühlen (GROOT & LINDEBOOM 1994). Dadurch kommt es zu Belastungen der Fischfauna, die durch Sedimentaufwirbelungen beeinträchtigt werden und deren Nahrungsspektrum einer erhöhten Mortalität unterliegt. Die Bestandsveränderungen der Fischfauna durch Fischereidruck werden im Folgenden kurz charakterisiert. Dabei ist anzumerken, dass die Bestandentwicklung der kommerziellen Fischarten von Einrichtungen wie der BfA (Bundesforschungsanstalt, Institut für Seefischerei, HH) und dem ICES (International Council for the Exploration of the Sea) beobachtet und bewertet werden. Über die Bestände der nicht kommerziellen Fischarten liegen hingegen nur wenige Informationen vor.

Bestandentwicklung kommerzieller Arten

Der Bestand des Herings in der Nordsee befindet sich außerhalb sicherer biologischer Grenzen (GRÖHSLER & ZIMMERMAN 2001). Die Nachwuchsjahrgänge von 1998 und 1999 werden als überdurchschnittlich angesehen, jedoch erholt sich der Gesamtbestand langsamer als erwartet (DORNHEIM et al. 2001). Der Makrelenbestand des Nordost-Atlantiks kann in drei Komponenten unterteilt werden, wobei sich der Laicherbestand der Nordsee in einem sehr schlechten Zustand befindet und keine Erholungstendenz zeigt (HAMMER 2000). Nachdem die außergewöhnlich guten Jahrgänge von 1996 und 1999 nicht zu einer wesentlichen Stärkung des Bestands geführt haben, wird auch durch den Jahrgang 2000 keine Verbesserung erwartet (DORNHEIM et al. 2001). Bei der Sardine ist der Zustand des Bestands unklar, da er starken Schwankungen unterlegen ist. Jedoch scheint er aufgrund einer besseren Nachwuchssituation seit 1996 zu wachsen (HAMMER 2000). Die Laicherbiomasse des Kabeljaus befindet sich in der Nordsee außerhalb sicherer biologischer Grenzen. Der letzte große Nachwuchsjahrgang von 1996 scheint nicht so stark in den Bestand zu rekrutieren wie vermutet und in den letzten Jahren waren nur sehr schwache Jahrgänge zu verzeichnen (HAMMER 2000, DORNHEIM et al. 2001). Die beobachtete leichte Erholung des Bestands in den letzten Jahren beruht einzig auf dem Jahrgang von 1996. Auch der Bestand des Wittlings hat eine gefährlich niedrige Bestandsstärke. Sein Bestand wies schon immer starke Fluktuationen auf, allerdings hat er in den letzten 20 Jahren ständig abgenommen (HAMMER 2000). Seit Anfang der 90er Jahre konnten eine Reihe von guten Jahrgängen beobachtet werden und es ist anzunehmen, dass diese den Bestand stärken (DORNHEIM & WEGNER 1999, DORNHEIM et al. 2001). Der Bestand der Scholle liegt ebenfalls außerhalb sicherer biologischen Grenzen, allerdings hat er sich in den letzten Jahren leicht erholt (HAMMER 2000). Der Sandaal weist momentan einen stabilen Bestand auf, die Laicherbiomasse lag in 1998 und 1999 über dem historischen Mittel (HAMMER 2000).

Bestandentwicklung nicht kommerzieller Arten

Über die Bestände der nicht kommerziellen Arten geben HEESSEN & DAAN (1996) und HEESSEN (1996) einen Überblick. So zeigt der Franzosendorsch starke Variationen in den beobachteten Abundanzen. Auch beim Zwergdorsch konnten nur niedrige Abundanzen festgestellt werden, allerdings scheint der Bestand seit 1983 leicht anzusteigen. Verschiedene Sub-Populationen werden bei der vierbärteligen Seequappe in der Nordsee vermutet und der Bestand scheint ebenfalls anzusteigen.

gen. Beim Grauen Knurrhahn wurden trotz starker Schwankungen relativ hohe Abundanzen seit 1989 ermittelt, während beim Roten Knurrhahn kein eindeutiger Trend auszumachen ist. Der Seeskorpion kommt in der Deutschen Bucht in den letzten Jahren vermehrt vor. Während der gestreifte Leierfisch in den 70er Jahren sehr viel höhere Abundanzen als in den letzten Jahren aufwies, wird beim gefleckten Leierfisch, der nur in sehr niedrigen Anzahlen vorkommt, ein Anstieg der Population vermutet. Ein ähnliches Bild zeichnet sich für den Seehasen ab.

Haie werden nur sporadisch in Fängen angetroffen, mit Ausnahme des Kleingefleckten Katzenhais, der leicht höhere Abundanzen als andere Haie zu haben scheint.

Bei vielen Plattfischen konnten im Vergleich zu anderen Arten relativ konstante Abundanzen beobachtet werden. Die Kliesche gehört mit zu den häufigsten Arten in der Nordsee und in den letzten Jahren wurden keine großen Schwankungen des Bestands beobachtet, sondern eher ein stetiger Anstieg. Der Bestand der Limande ist aufgrund der aktuellen Datenlage unklar. Die Seezunge wies um 1996 Höchstwerte in den Abundanzen auf. Mit einem Maximum in den späten 70er und einem Anstieg in den letzten Jahren scheint beim Steinbutt, Glatthead, der Lammzunge und der Zwergzunge ein ähnlicher Trend vorhanden zu sein. Auch die Flunder scheint in den letzten Jahren einen stabilen Bestand aufzuweisen.

6.5.3 Bestandsbewertung

Bewertungsmethodik

Die Bestandsbewertung des Schutzgutes Fischfauna am Standort Sandbank 24 erfolgt anhand der Kriterien Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und ökologische Funktion des Gebietes. Der Aspekt Natürlichkeit ist u.E. für die Bewertung der Fischfauna nicht zweckmäßig.

Die Bewertung des Aspektes Seltenheit/Gefährdung richtet sich nach der Anzahl der vorgefundenen Rote Liste-Arten. Ein allgemeingültiger Bewertungsmaßstab existiert hierfür nicht. Zur Einschätzung der Bedeutung der vorgefundenen Anzahl an Rote-Liste-Arten erfolgt ein Vergleich mit Literaturdaten zu Erhebungen in Bereichen mit vergleichbaren Habitatstrukturen.

Der Aspekt Vielfalt/Eigenart bezieht sich auf das naturraumtypische Potenzial der Fischfauna, das aus dem Vergleich der eigenen Erfassungen mit den Literaturdaten hergeleitet wird. Setzt sich das Artenspektrum im Gebiet aus mehr als 50 Arten zusammen, werden Vielfalt und Eigenart als hoch bewertet. Beziffert sich das vorgefundene Artenspektrum auf <50 und >20 Arten wird der Aspekt Vielfalt und Eigenart als mittel bewertet, bei weniger als 20 Arten als gering.

Der Aspekt ökologische Funktionen wird als hoch bewertet, wenn das Gebiet für mehrere Arten Laich-, Aufzucht- bzw. Nahrungsfunktionen übernimmt, die für die Erhaltung der Arten von besonderer Bedeutung sind. Die ökologische Funktion wird als mittel bewertet, wenn sie die geschilderten Funktionen für einige Arten übernimmt und als gering wenn das Gebiet ohne besondere ökologische Funktionen ist.

Beurteilung der Datenbasis

Das Pilotgebiet wurde sowohl im Frühjahr als auch im Herbst 2002 mit je 30 Hols bei einem zufälligen Stationsnetz beprobt. Zusätzlich wurde ein benachbartes Referenzgebiet mit gleicher Methodik und gleichem Umfang beprobt. Durch die vergleichsweise große Anzahl an Hols der eigenen Erfassungen sowie der Veröffentlichungen zur Fischfauna der Deutschen Bucht ist die Datengrundlage und –qualität zur Beurteilung des Schutzgutes Fischfauna im Pilotgebiet als gut zu bezeichnen.

Ergebnisse der Bestandsbewertung

Seltenheit/Gefährdung: Im untersuchten Gebiet wurden insgesamt 4 Arten der Roten Liste in Einzelindividuen nachgewiesen. Der Aspekt Seltenheit/Gefährdung wird als **gering** bewertet.

Vielfalt/Eigenart: Das erfasste Fischartenspektrum umfasst insgesamt 33 Arten. Im Vergleich zu den ausgewerteten Literaturdaten resultiert daraus eine **mittlere** Bedeutung.

Ökologische Funktionen: Die Ergebnisse der eigenen Erfassungen lassen nicht auf eine besondere ökologische Funktion des Gebietes für die Fischfauna schließen. Da sich durch die hier durchgeführte Erfassungsmethodik jedoch die genannten ökologischen Funktionen nur begrenzt ableiten lassen, wird dieser Aspekt unter Vorsorgegesichtspunkten mit **mittel** bewertet.

Die Bestandsbewertung für das Schutzgut Fischfauna im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 resultiert aus der Aggregation der Aspekte Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und ökologische Funktion des Gebietes. Die zusammenfassende Darstellung der Bewertung der jeweiligen Einzelaspekte sowie die Aggregation zu einer Bestandsbewertung für das Schutzgut Fischfauna zeigt Tab. 28.

Tab. 28: Bestandsbewertung für das Schutzgut Fischfauna.

Bewertungsaspekt	Bewertungsergebnis
Seltenheit/ Gefährdung	gering
Vielfalt/Eigenart	mittel
ökologische Funktion	mittel
Gesamtbewertung	mittel

Die Aggregation der bewerteten Teilaspekte führt zu einer **mittleren Bedeutung** des Bestandes des Schutzgutes Fischfauna.

6.6 Schutzgut Avifauna

Im Rahmen der Basisaufnahme (1. Teil; Voruntersuchung) wurde zwischen Dezember 2001 und Dezember 2002 eine avifaunistische Untersuchung der Rastvögel und Nahrungsgäste sowie der Zugvögel des Standortes Sandbank 24 durchgeführt. Die ornithologischen Untersuchungen erfolgten soweit wie möglich nach dem Standarduntersuchungskonzept (StUK)². Sie wurden durch die biologisch-landschaftsökologische Arbeitsgemeinschaft (BIOLA) durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in Form eines Fachgutachtens (BIOLA 2003a) durch den Vorhabensträger zur Verfügung gestellt, sie bilden die wesentliche Grundlage der Bestandsbeschreibung und Bewertung des avifaunistischen Teils der vorliegenden UVS. Nachfolgend werden kurz die Abweichungen zwischen dem Untersuchungsrahmen und dem StUK dargestellt.

Höherer Untersuchungsaufwand als im Standarduntersuchungskonzept

Durch die Sandbank 24 GmbH & Co. KG beauftragt und durchgeführt wurden drei Flugtransekte, die im StUK nur empfohlen werden. Dabei wurden mindestens zwei Beobachter (rechts und links in der Maschine) eingesetzt.

Bei den Schiffstransekten wurden die beiden 300 m-Streifen back- und steuerbord durch jeweils einen Ornithologen erfasst. Zusätzlich beobachtete ein dritter Ornithologe über den Bug weit voraus auffliegende Vögel (z. B. Seetaucher). Durch die Wahl der Transektstrecke und die beidseitige Beobachtung ist eine Abdeckung von 11,26% des Untersuchungsgebietes und von 12,96% des Referenzgebietes statt der geforderten 10% im StUK gewährleistet.

Es wurde auf fast allen Schiffsfahrten zusätzlich zum Horizontal-Radar ein Vertikal-Radar eingesetzt. Anstelle eines 10 kW-Radars wurden Radargeräte mit Leistungen zwischen 12 und 25 kW verwendet.

Als Ergänzung der Ergebnisse der Flugruferfassung wurden während der Dunkelphase Sichtbeobachtungen durchgeführt, wobei die in unmittelbarer Nähe des Schiffes fliegenden und durch die Schiffsbeleuchtung erkennbaren Arten und Individuen erfasst wurden.

Abweichender Untersuchungsaufwand

Nach StUK sind bei den Schiffstransektuntersuchungen zwei bis drei Untersuchungseinheiten pro Monat, d. h. 24 bis 36 Transektfahrten pro Jahr, gefordert. Geplant waren im Rahmen der Basisuntersuchung zwischen Dezember 2001 und 2002 insgesamt 29 Fahrten. Hiervon mussten sechs Fahrten aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen abgebrochen werden, eine Fahrt fiel wegen Sturmes und Schiffsschaden komplett aus. Durchgeführt wurden insgesamt 24 Transektbefahrungen, von denen aber 5 aufgrund ungünstiger Wetterbedingungen nur teilweise oder nicht ausgewertet werden konnten. Vollständig liegen damit nur 19 Schiffstransektbefahrungen vor. Aufgrund der Größe der bearbeiteten Gebiete und der daraus resultierenden Dauer der Transektfahrten von

² Die ornithologischen Untersuchungen wurden im Dezember 2001 begonnen und bereits deutlich früher konzipiert und organisatorisch umgesetzt. Das Standarduntersuchungskonzept lag jedoch erst im Januar 2002 vor.

>12 Stunden konnten die Transekte nur in den Frühjahrs- bzw. Sommermonaten an einem Tag durchgeführt abgefahren werden.

Aufgrund von zahlreichen Fahrtabbrüchen und Fahrabsagen (ungünstige Witterung) konnten auch die Mindestanforderungen des BSH (2001) für die Zugvogelerfassungen nicht vollständig abgedeckt werden. Laut StUK ist bei den Radaruntersuchungen eine Untersuchungsfrequenz von mindestens 1 Tag/Monat, in den Hauptzugzeiten von 7 Tagen/Monat gefordert, wobei die Untersuchungstage volle 24 Stunden umfassen. Die Bemessung und jahreszeitliche Bestimmung der Hauptzugzeiten ist hierbei nicht generalisierbar. Im Jahresverlauf ist von einer Mindestanzahl von 50 Untersuchungstagen auszugehen. Für die Basisaufnahme gefordert ist der Einsatz des Horizontalradars. Parallel zu den Radarbeobachtungen sind außerdem Sichtbeobachtungen sowie die Erfassung von Flugrufen durchzuführen. Diese erfolgen stichprobenartig in Blöcken von jeweils 2 x 15 Minuten pro Stunde.

Insgesamt wurden für die Erfassung der Zugvögel Untersuchungen an 68 Tagen durchgeführt: Es handelt sich aber nicht immer um volle Tage, deshalb werden die durchgeführten Untersuchungsstunden herangezogen. Ausgehend von mindestens 50 Untersuchungstagen pro Jahr beträgt die Summe für die Radaruntersuchungen 1200 Stunden und für die Sichtbeobachtungen und die Erfassung der Flugrufe je 600 Stunden. Mit den durchgeführten Untersuchungen für die Basisaufnahme werden hinsichtlich der Radaruntersuchungen (Horizontalradar) 84,7% der Mindestanforderungen, bei den Sichtbeobachtungen in der Hellphase 95% und beim Verhören 73,55% der Mindestanforderung abgedeckt.

Die Radarerfassungen erfolgten – soweit wetterbedingt möglich – vom ankernden Schiff aus. Ließen die Wetter- bzw. Seebedingungen eine Erfassung vom ankernden Schiff aus nicht zu, wurde vom langsam fahrenden Schiff aus erfasst.

Bei den Radarerfassungen wurden außerdem die Arbeitsbereiche gelegentlich verändert. Die Standardeinstellung des Arbeitsbereichs (range) beim Horizontal-Radar betrug 1,5 sm bzw. 3 km. In Fällen guter Bedingungen und zum Erfassen größerer Arten – Singvögel lassen sich in dieser Entfernung mit einem 25kW-Radar nicht mehr erfassen – wurde auch bei 3 sm bzw. 6 km gemessen. Der Standard-Arbeitsbereich des Vertikal-Radars beträgt demgegenüber 0,75 sm bzw. 1,5 km.

6.6.2 Bestandscharakterisierung

Die Ergebnisse der im Jahr 2002 durchgeführten avifaunistischen Untersuchungen im Bereich des geplanten OWP Sandbank 24 sind in BIOLA (2003a) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die relevanten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

6.6.2.1 Untersuchungsgebiet und –konzept

Den besonderen Anforderungen des Schutzgutes „Vögel“ („Rastvögel und Nahrungsgäste“ sowie „Zugvögel“) und den diesbezüglichen Anforderungen des BSH-Standarduntersuchungskonzeptes (StUK; BSH 2001) entsprechend wurden für die durchzuführenden Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen das Untersuchungs- und das Referenzgebiet gegenüber den bei den Schutzgütern

„Benthos“ und „Fische“ verwendeten Gebieten deutlich vergrößert. Die folgenden Forderungen des StUK in Bezug auf die Größe des Untersuchungs- und Referenzgebietes werden erfüllt:

- Bei Planungs- bzw. Baugebieten über einer Größe von 50 km² soll die Untersuchungsfläche für das Untersuchungsgebiet des Planungs- bzw. Baugebietes in der Basisuntersuchung mindestens 200 km² umfassen
- in jedem Fall müssen die Kantenlängen des Untersuchungsgebietes die tatsächlich zu bebauende Fläche allseitig jeweils um 25% überragen (25% - Regel)
- Die Untersuchungsfläche des Referenzgebietes soll bei Planungs- bzw. Baugebieten mit einer Größe von über 50 km² in der Basisuntersuchung eine Größe von 200 km² haben

Die gesamte untersuchte Fläche für das Schutzgut Vögel wird im Folgenden Untersuchungsraum genannt. Die Untersuchungsfläche, die das Pilotgebiet nach den oben genannten Vorgaben umfasst, wird im Folgenden als Untersuchungsgebiet (UG) bezeichnet. Der Untersuchungsraum setzt sich also aus dem Untersuchungs- und dem Referenzgebiet (RG) zusammen.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich sowohl auf die Untersuchungen der Rastvögel (Schiffs- und Flugzeugzählungen) als auch auf die der Zugvögel (Ankerplätze). Die Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Schiffstransect-Zählungen sowie der Ankerplätze für die Zugvogeluntersuchungen sind in Abb. 29 dargestellt. Abb. 30 zeigt die Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Flugzeugtransect-Zählungen. Die Koordinaten, welche die Gebiete eingrenzen, sind in Tab. 29 aufgelistet.

Tab. 29: Geographische Lage des Pilotgebietes sowie der Untersuchungs- und Referenzgebiete für die ornithologischen Untersuchungen (Koordinaten der Eckpunkte; Kartendatum: WGS84) (Quelle: BIOLA 2003a).

	Nördl. Breite	Östl. Länge
Pilotgebiet (156 km²)	55°19.110'	06°46.293'
	55°17.957'	06°51.465'
	55°14.317'	06°54.331'
	55°02.873'	06°55.800'
	55°02.873'	06°52.218'
Untersuchungsgebiet Schiffstransekterfassung (ca. 620 km²)	55° 10.000'	006° 42.100'
	55° 10.000'	006° 48.265'
	55° 00.000'	006° 48.265'
	55° 00.000'	006° 59.000'
	55° 22.300'	006° 59.000'
	55° 22.300'	006° 42.100'
Referenzgebiet Schiffstransekterfassung (ca. 400 km²)	55° 00.000'	006° 27.900'
	55° 00.000'	006° 48.265'
	55° 10.000'	006° 48.265'
	55° 10.000'	006° 27.900'
Untersuchungsgebiet Flugzeugtransekterfassung (ca. 1100 km²)	55° 24.000'	006° 45.000'
	54° 57.400'	006° 45.000'
	54° 57.400'	007° 06.000'
	55° 24.000'	007° 06.000'
Referenzgebiet Flugzeugtransekterfassung (ca. 1100 km²)	55° 24.000'	006° 45.000'
	54° 57.400'	006° 45.000'
	54° 57.400'	006° 24.600'
	55° 24.000'	006° 24.600'

Das Zentrum des Pilotgebietes Sandbank 24 liegt etwa 100 km westnordwestlich von Sylt und hat eine Flächengröße von 156 km². Die Größe des Untersuchungsgebietes beträgt bei den Schiffszählungen ca. 620 km², die des Referenzgebietes ca. 400 km². Bei den Flugzeugzählungen wurde eine Untersuchungsfläche von ca. 1.100 km² und eine Referenzfläche gleicher Größe bearbeitet. Auch die Flugtransekte verlaufen in West-Ost Richtung über das Untersuchungs- und Referenzgebiet.

Somit liegen die Flächengrößen sowohl bei den Schiffs- als auch bei den Flugzeugzählungen deutlich über den nach dem Standarduntersuchungskonzept (BSH 2001) geforderten > 200 km² für Planungsgebiete von > 50 km² Größe.

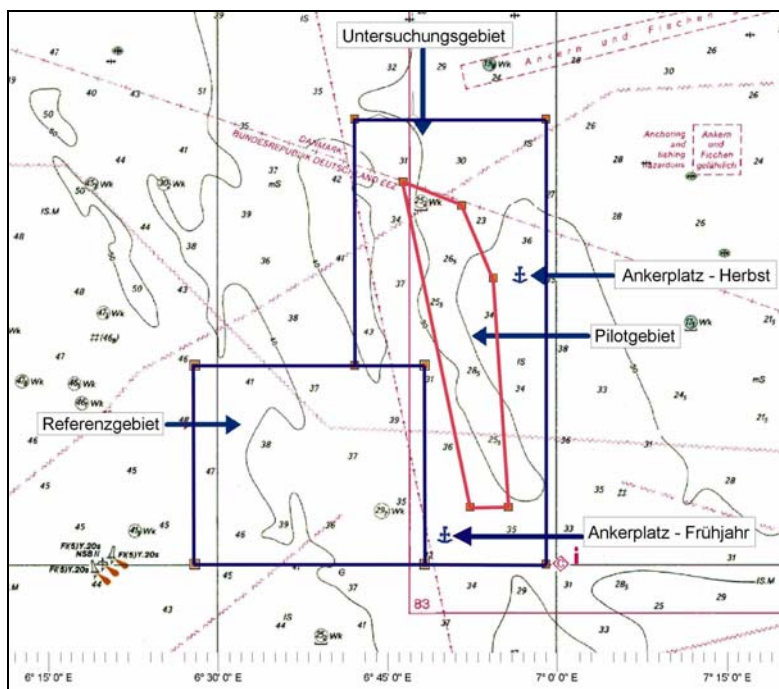


Abb. 29: Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Schiffstransekt-Zählungen sowie der Ankerplätze für die Zugvogeluntersuchungen für den geplanten Windpark Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).

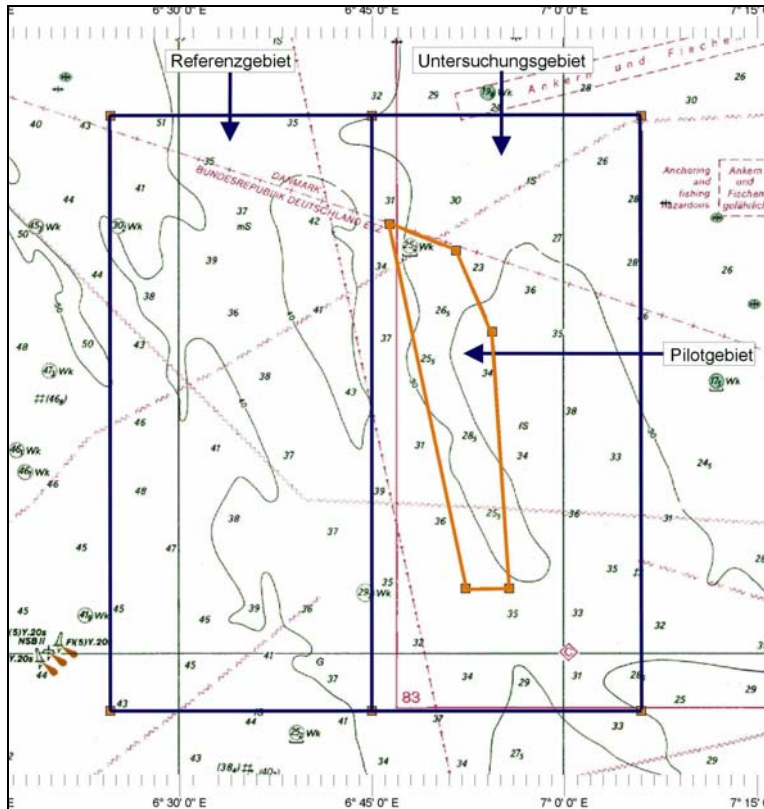


Abb. 30: Lage des Pilot-, Untersuchungs- und Referenzgebietes der Flugzeugtransekt-Zählungen für den geplanten Windpark Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).

Material und Methoden Rastvögel und Nahrungsgäste

Grundsätzlich sind ornithologische Erfassungen auf offener See viel schwieriger durchzuführen als an Land. Witterungsbedingt kann es häufig zu Ausfällen kommen und die Bestimmung vieler Arten ist schwierig oder unmöglich (Möwen, Seetaucher, Alken). Hinzu kommt, dass viele Vögel in sehr unregelmäßiger Häufigkeit auftreten (Massenzugereignisse, Ansammlungen an Schiffen). Auch die Orientierung auf offener See ist schwieriger als an Land. Diese Schwierigkeiten sind bei der Interpretation von Daten auch in dieser Studie zu berücksichtigen.

Schiffstransekt-Zählungen: Die Zählungen erfolgten in enger Anlehnung an die im Rahmen des Seabird-at-Sea-Programms (z. B. GARTHE & HÜPPOP 1996, GARTHE et al. 2002) für nordwesteuropäische Gewässer angewandte standardisierte Methode (TASKER et al. 1984; WEBB & DURINCK 1992) und entsprechen ESAS-Standard sowie den Anforderungen des BSH nach dem StUK (BSH 2001). Im Rahmen der Qualitätssicherung fand im September 2001 auf einer Ausfahrt eine Einweisung in die Methodik durch Herrn CAMPHUYSEN (Niederlande, Präsident der europäischen ESAS-Gruppe) statt. An jedem Zähltermin wurden für das Untersuchungsprogramm Sandbank 24 acht Paralleltransekte abgefahren (s. Abb. 31; Koordinaten in BIOLA 2003a).

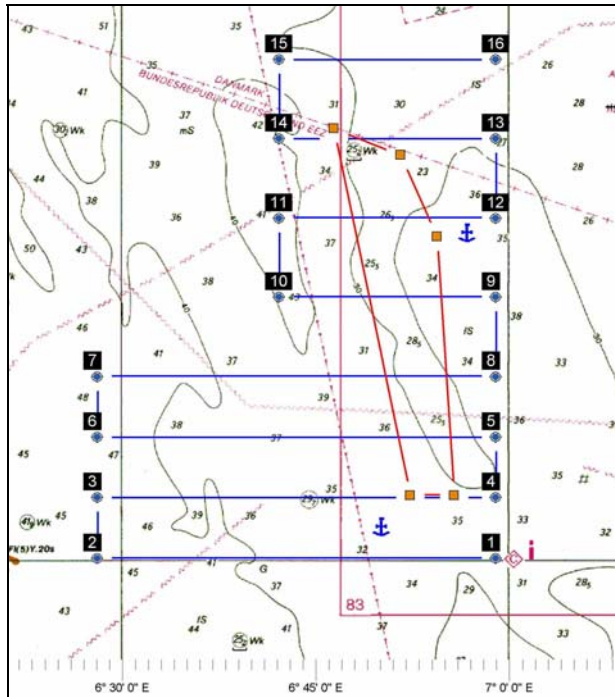


Abb. 31: Karte der Schiffstransecte für den Untersuchungsraum Sandbank 24 (Dezember 2001 bis Dezember 2002) (Quelle: BIOLA 2003a).

Die Schiffstransecte verlaufen in West-Ost Richtung über das Untersuchungs- und Referenzgebiet. Die Gesamtlängen der Transecte betragen für das Untersuchungsgebiet 116,4 km und für das Referenzgebiet 86,4 km. Die Transectabstände liegen bei ca. 5 - 6 km. Damit ergeben sich folgende prozentuale Abdeckungen der Flächengrößen, die sich bei guten Sicht- und Seegangsverhältnissen mit der Transectmethode bei gleichzeitiger Beobachtung auf beiden Seiten des Schiffes (jeweils 300 m) realisieren lassen (s. Tab. 30).

Tab. 30: Gesamtlängen der Schiffstransecte im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, untersuchte Flächengrößen und prozentuale Abdeckung der Gebiete (Quelle: BIOLA 2003a).

	Fahrtstrecke in km	km ² durchschnitt- lich untersucht bei beidseitiger Tran- sectfahrt	Größe des Untersu- chungs- bzw. Refer- enzgebietes in km ²	Prozentuale Abde- ckung bei beidsei- tiger Transectfahrt
Untersuchungsgebiet	116,4	69,84	620	11,26%
Referenzgebiet	86,4	51,84	400	12,96%

Durch die Wahl der Transectstrecken und die beidseitige Beobachtung ist eine Abdeckung von 11,26 % des Untersuchungsgebietes und von 12,96 % des Referenzgebietes statt der geforderten 10 % im StUK gewährleistet. Weitere Details zu den Schiffstransectzählungen und zur Erfassungsmethodik sind BIOLA (2003a) zu entnehmen.

Für die Eingabe und Auswertung der erhobenen Daten wurde auf die ESAS-Eingabetabellen und die ESAS-Datenbankstruktur von Herrn CAMPHUYSEN zurückgegriffen. Alle im Rahmen der Seabird-at-Sea-Erfassung während der Schiffs-Transect-Befahrungen erhobenen Daten wurden an ihn

übermittelt, von ihm überprüft und nach ESAS-Standard ausgewertet. Die von Herrn CAMPHUYSEN erzeugten Roh Tabellen und Karten wurden dann für die Bestandsbeschreibung und -bewertung herangezogen.

Alle Dichtewerte wurden in Bezug auf Unterschiede im Beobachtungsaufwand korrigiert. Die Auswertung erfolgte dann nach Anzahl Vögel per Beobachtungstrecke (n/m) oder Dichte (n/km²), wenn nicht ausdrücklich anders angegeben. Für die Auswertung wurden alle Verbreitungsangaben in Jahreszeiten für den Zeitraum Dezember 2001 bis Dezember 2002 wie folgt zusammengefasst:

Winter	(Dezember-Februar)
Frühling	(März-Mai)
Sommer	(Juni-August)
Herbst	(September-November)

In der folgenden Tabelle werden die Beobachtungstrecken der Schiffserfassung für die einzelnen Monate angegeben (Tab. 31).

Tab. 31: Zurückgelegte Beobachtungstrecke (in km) im Untersuchungsraum sowie getrennt für Referenz- und Untersuchungsgebiet pro Monat (Quelle: BIOLA 2003a).

		Winter			Frühjahr			Sommer			Herbst			
	Jahr	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Gesamt
Referenzgebiet	2001	86,5												86,5
	2002	177,6	162,8		292,8	458,0	513,3	341,0	330,0	340,4	523,3	39,1	504,6	3682,9
Untersuchungsgebiet	2001	46,9												46,9
	2002	227,3	127,2		459,7	535,8	618,5	388,2	459,1	434,1	664,4	25,2	669,9	4609,4
Gesamt		538,3	290,1	0,0	752,5	993,8	1131,8	729,2	789,2	774,4	1187,6	64,3	1174,5	8425,7

Angaben zu Individuensummen und Artenzahlen beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf alle innerhalb und außerhalb des Transektes erfassten Vögel. Mittlere und maximale Dichten (Dichte = n/km²) wurden dagegen ausschließlich aus den im 300 m -Transekt erfassten Individuen berechnet (weiter Details s. BIOLA 2003a). Bei selten auftretenden Taxa ist eine quantitative Auswertungsmethodik kaum anwendbar. Sie tauchen zum Teil in den einzelnen Artbesprechungen auf oder werden in der Gesamtartenliste mit Anzahl erwähnt.

Als Vergleichsmaterial für die Charakterisierung der Rastvogelgemeinschaften des Untersuchungsraumes wird eine Auswertung der ESAS-Datenbank von CAMPHUYSEN (2001) - im Folgenden ESAS-Report genannt - herangezogen, die ein ca. 4800 km² großes Gebiet - im Folgenden „Suchraum“ genannt - um den geplanten Windpark herum betrachtet. Da die Dichteberechnung dieser Auswertung ohne Korrekturfaktoren nach STONE et al. (1995) oder BUCKLAND et al. (2001) vorgenommen wurden und die im Rahmen dieser Studie erhobenen Daten vergleichbar zu dieser Suchraumauswertung sind, wurden für die Dichteberechnung hier ebenfalls keine Korrekturfaktoren verwendet.

Eine Abschätzung der Vogelbestände, die das Projektgebiet als Rastvögel oder Nahrungsgäste nutzen ist methodisch aus folgenden Gründen sehr schwierig:

- es handelt sich um Bereiche mit hoher Dynamik abiotischer und biotischer Faktoren
- die Bereiche sind durch ihre natürliche „Strukturlosigkeit“ nicht abgrenzbar
- die Lebensgemeinschaften sind nicht standorttreu (anders als z. B. Brutvögel an Land) und unterliegen ressourcenbedingt einer hohen Dynamik
- die Lebensgemeinschaften unterliegen sowohl einer täglichen als auch einer jahreszeitlichen Dynamik

Daher können anhand der vorliegenden Dichtewerte nur Bandbreiten angegeben werden, in denen sich die Bestandszahlen bewegen.

Anders als bei den Dichtewerten - bei denen keine Korrekturfaktoren herangezogen wurden um eine Vergleichbarkeit z. B. mit CAMPHUYSEN (2001) sicherzustellen - werden bei den bewertungs- bzw. auswirkungsbetrachtungsrelevanten Bestandszahlen aus Vorsorgegründen Korrekturfaktoren berücksichtigt. Da methodenbedingt mit zunehmender Entfernung zum Schiff die Erfassbarkeit der Vögel abnimmt und auch dunkle Arten, die auf dem Wasser schwimmen, schlechter erkannt werden, müssen für die Berechnung der Bestandszahlen vogelgruppenabhängige Korrekturfaktoren verwendet (s. STONE et al. 1995, BUCKLAND et al. 2001) werden.

Die verwendeten Korrekturfaktoren wurden von Herrn CAMPHUYSEN anhand der vorliegenden Daten berechnet oder empfohlen. Allerdings war die Berechnung der Faktoren für einige Artengruppen nicht möglich, da die Zahlen dieser Arten nicht in dem normalen Verhältnis über die Erfassungsbänder (Entfernungen) verteilt waren. Dies lag an den im Gebiet zeitweise hohen fischereilichen Aktivitäten, die ein zeitweise geklumpstes Vorkommen von Arten wie Möwen und zeitweise in kleineren Gruppen auch von Alken verursachten. Für die Möwen wurde ein längeres Verweilen in Bereichen, wo Fischereifahrzeuge ihre Netze eingeholt hatten schon von CAMPHUYSEN et al. (1995) beschrieben. Wenn diese sitzenden Schwärme nicht direkt auf der Transektlinie liegen, sondern seitlich versetzt, führt dies z. B. bei großen Anzahlen zur „Verschiebung“ der Werte in den einzelnen Transektbändern. Diese höheren Zahlen in den äußeren Bändern machen dann eine Berechnung von Korrekturfaktoren unmöglich. Daher wurden zum Vergleich auch Korrekturfaktoren der Literatur (STONE et al. 1995, MITSCHKE et al. 2001) entnommen.

Flugzeugtransekt-Zählungen: Vom BSH werden Flugzeugtransekt-Untersuchungen als Ergänzung zu den Schiffstransekt-Untersuchungen zur Erfassung der Rastvögel empfohlen. Diese wurden nach DIEDERICHS et al. (2002) durchgeführt.

An jedem Zähltermin wurden zwölf Flugtransekte abgeflogen (s. Abb. 32). Die Flugtransekte verlaufen in West-Ost Richtung über das Untersuchungs- und Referenzgebiet. Die Gesamtlängen der Transekte betragen hier sowohl für das Untersuchungsgebiet als auch das Referenzgebiet 252 km. Die Transektabstände liegen hier bei ca. 4,5 km. Weitere Details zu den Flugzeugtransektzählungen sind BIOLA (2003a) zu entnehmen.

Berechnungen von absoluten Dichten im Rahmen von Transekt-Erfassungen sind nur durch Ermittlung eines Korrekturfaktors sinnvoll. Dieser Korrekturfaktor kann jedoch nur durch die Line-Transekt-Methode (BUCKLAND et al. 2001) und einer entsprechend hohen Anzahl von Beobachtungen ermittelt werden. Da beide Voraussetzungen nicht gegeben sind (die Transektflüge erfolgen nach der Strip-Transekt-Methode), werden bei den Dichteberechnungen die relativen Häufigkeiten dargestellt. Diese Dichten werden denen der Schiffstransekte gegenübergestellt und im Vergleich mit der ESAS-Auswertung (CAMPHUYSEN 2001) diskutiert.

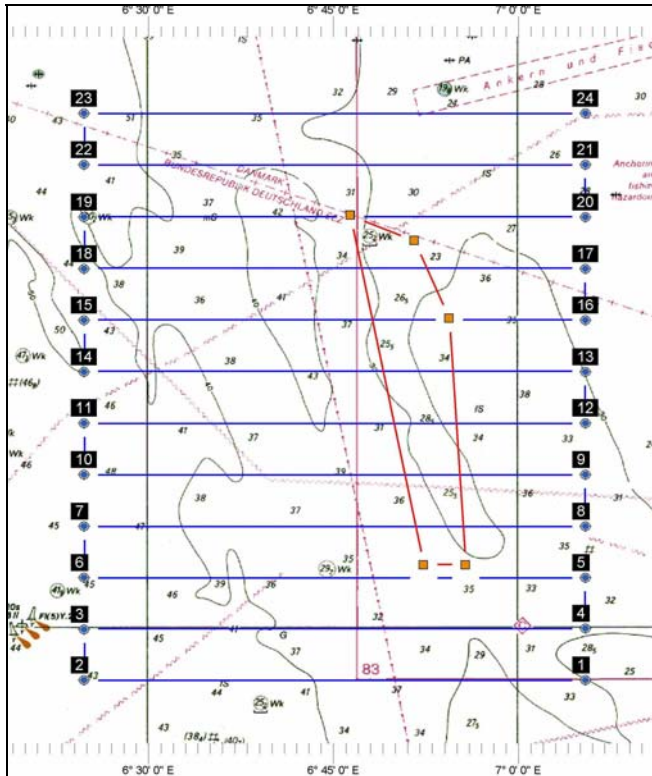


Abb. 32: Karte der Flugtransekte für den Untersuchungsraum Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).

Material und Methoden - Zugvögel

Die Erfassungen zur Ermittlung des Zuggeschehens bzw. der Vogelbewegungen im Untersuchungsgebiet erfolgten mittels folgender, parallel durchgeführter Methoden:

Methode

Horizontalradar

Vertikalradar

Sichtbeobachtungen
(Hellphase)

Sichtbeobachtungen
(Dunkelphase)

Verhören der Flugru-
fe

Ziel der Erfassung

Flugrichtung, Fluggeschwindigkeit, Entfernung der Vögel zum Schiff

Flugintensität in verschiedenen Flughöhen

Ermittlung des Artenspektrums und Häufigkeit der Arten, Status und Verhalten, Entfernung, Flughöhe, Flugrichtung, Abgleich der Ergebnisse aus den Radaruntersuchungen,

Ermittlung des Artenspektrums und Häufigkeit der Arten

Ermittlung des Artenspektrums und Häufigkeit der Arten

Horizontalradar: Mit Hilfe des Horizontalradars können anhand der empfangenen Signale (= Vogeleos) die Flugrichtung, die Fluggeschwindigkeit sowie die Entfernung der Vögel zum Schiff bestimmt werden. Um Vögel mit den Schiffsradaranlagen feststellen zu können, müssen die Geräte auf die höchste Empfindlichkeitsstufe eingestellt und die Filter (z. B. Regen- oder Seegangsfiler) herausgenommen werden. Grundsätzlich lassen sich mit den hier verwendeten Geräten Flugbewegungen von großen bis mittelgroßen Vögeln (z. B. Möwen) als Individuen und im Verband registrieren. Kleine Vögel (Singvögel) werden i.d.R. nur im Trupp erfasst. Aus diesem Grund ist eine Quantifizierung einzelner Vögel nur dann möglich, wenn das empfangene Signal durch synchron durchgeführte Sichtbeobachtungen (s.u.) auf Artniveau verifiziert wird. Ablauf und Durchführung der Untersuchungen sind in BIOLA (2003a) beschrieben.

Vertikalradar: Durch den Einsatz des Vertikalradars kann anhand der empfangenen Signale die Flugintensität in verschiedenen Flughöhen erfasst werden. Zur optimalen Erfassung des Zuggeschehens kann das Vertikalradar gedreht und somit nach der jeweiligen Hauptzugrichtung ausgerichtet werden. Ziehende Vögel können hiermit bis zu einer Höhe von 1,5 km verlässlich erfasst werden. Die Erfassung sehr niedrig ziehender Vögel ist mit dieser Methode unterhalb von 20 m häufig quantitativ unmöglich und unterhalb von 40 m problematisch. Ablauf und Durchführung der Untersuchungen sind in BIOLA (2003a) beschrieben.

Sichtbeobachtungen in der Hellphase: Parallel zu den Radaraufzeichnungen wurden während der Hellphase auf der Steuer- und der Backbordseite des Schiffes Sichtbeobachtungen zur Ermittlung des Artenspektrums und der Häufigkeiten der Arten durchgeführt. Die Beobachtungen dienten auch als Abgleich über die Artenzusammensetzung und Truppgröße der auf den Radargeräten beobachteten Signale. Alle gesichteten Flugbewegungen in einer Entfernung bis maximal 1500 m vom Schiff wurden während der gesamten Hellphase entweder kontinuierlich oder in Zeitintervallen von 2 x 15 min. pro Std. aufgenommen. Hierbei wurden neben der Art, der Anzahl sowie den Angaben zum Status und zum Verhalten der Vögel die Entfernung, die Flughöhe und die Flugrichtung protokolliert.

Erfassung von Flugrufen: Nachts wurden parallel zu den Radaruntersuchungen die Rufe der in der Umgebung des Schiffes fliegenden Vögel erfasst. Die Rufe wurden mit Hilfe eines Richtmikrophons sowie eines Tonbandgerätes zur Dokumentation und späteren Auswertung aufgenommen. Die Erfassungszeit betrug mindestens 30 min./Std., wobei i.d.R. Zeitintervalle von 2 x 15 min gewählt wurden.

Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase: Als Ergänzung der Ergebnisse der Flugruferfassung und über den vom BSH vorgeschriebenen Untersuchungsumfang hinausgehend wurden während der Dunkelphase Sichtbeobachtungen durchgeführt, wobei die in unmittelbarer Nähe des Schiffes fliegenden und durch die Schiffsbeleuchtung erkennbaren Arten und Individuen erfasst wurden. Die Erfassungszeit betrug mindestens 30 min./Std. (2 x 15 min), wobei die Sichtbeobachtungen - soweit aufgrund des Zuggeschehens möglich - parallel und zeitgleich zur Ruferfassung erfolgten. Wenn eine zeitgleiche Erfassung nicht möglich war, wurden die Sichtbeobachtungen zeitversetzt zu den Intervallen der Ruferfassung durchgeführt.

Alle erhobenen Daten wurden in die Datenbank „Dakapo!“ eingegeben und dort verwaltet. Mittels Abfragen wurden die dargestellten Ergebnisse gewonnen. Alle Zeitangaben beziehen sich auf UTC-Zeit (Universal Time Coordinated). Angegeben wird jeweils der Anfangszeitpunkt des einstündigen

Beobachtungsintervalls. Falls nicht anders vermerkt, werden alle Ergebnisse (Individuensummen, Rufe der Vögel, Radarsignale) „zeitnormiert“ dargestellt, d.h. sie werden auf den gleichen Beobachtungsaufwand korrigiert und auf eine Beobachtungszeit von 60 Minuten pro Stunde hochgerechnet. Für alle Beobachtungstage werden die Hell- und Dunkelphasengrenzen unter Berücksichtigung der Sonnenaufgangs- und Sonnenuntergangszeiten (Bezugspunkt Cuxhaven) festgelegt. Für die Differenzierung in Hell- und Dunkelphasen wird die Dämmerung dahingehend berücksichtigt, dass von den Sonnenaufgangszeiten eine halbe Stunde abgezogen und zu den Sonnenuntergangszeiten eine halbe Stunde hinzugefügt wird.

Für die Auswertungen und die Darstellung der Ergebnisse wird der Untersuchungszeitraum in folgende Zeitphasen gegliedert:

Saison	Zeitraum	Bemerkungen
Winter '01/'02:	Anf. Dez. - Ende Feb. (01.12.01 - 28.02.02)	Untersuchungsbeginn: 21.12.01
Heimzug '02:	Anf. März - Ende Mai (01.03. - 31.05.02)	
Sommer '02:	Anf. Juni - Mitte Juli (01.06. - 15.07.02)	
Wegzug '02:	Mitte Juli. - Ende Nov. (16.07. - 30.11.02)	
Winter '02:	Anf. Dez. (01.12.01 - 06.12.02)	Ende 1. Untersuchungsjahr: 06.12.02

6.6.2.2 Ergebnisse und Literaturvergleich– Rastvögel und Nahrungsgäste

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Rastvogel- und Nahrungsgast-Erfassungen für den gesamten Untersuchungsraum (Untersuchungs- und Referenzgebiet) über den Zeitraum von Dezember 2001 bis Dezember 2002 dargestellt.

Die Erfassungen erfolgten vom Schiff und Flugzeug aus. Die Ergebniswerte und Graphiken beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf die Schiffserfassungen. Die Werte der Flugzeugzählungen werden dann zum Vergleich herangezogen. Weiterhin wird zum Vergleich die Auswertung der ESAS-Datenbank von CAMPHUYSEN (2001) - im Folgenden ESAS-Report genannt - herangezogen, die ein ca. 4800 km² großes Gebiet - im Folgenden „Suchraum“ genannt - um den geplanten Windpark herum betrachtet. Der ESAS-Report findet sich im Anhang des Fachgutachtens von BIOLA (2003a).

Artenspektrum, Artenzahlen und Individuenanteile

Insgesamt wurden zwischen Dezember 2001 und Dezember 2002 im Untersuchungsraum 65 Vogelarten angetroffen (s. Tab. 32), wobei es sich nicht nur um Rastvögel und Nahrungsgäste, sondern auch um Durchzügler (z. B. alle aufgeführten Singvögel) handelt. Hinzu kommen 16 nicht weiter differenzierte Sammelkategorien wie unidentifizierte Enten etc., wodurch sich die ermittelte Artenzahl möglicherweise noch etwas erhöhen könnte. Mit 54 nachgewiesenen Arten lag die Artenzahl im Untersuchungsgebiet etwas höher als im Referenzgebiet mit 48 Arten. Auch in den unterschiedlichen Jahreszeiten lag die Anzahl der im Untersuchungsgebiet registrierten Arten/-taxa immer etwas höher als im Referenzgebiet. In beiden Gebieten wurde die höchste Anzahl von Arten/-taxa im Frühjahr und Herbst festgestellt, die geringste Anzahl im Winter.

Tab. 32: Liste der im Untersuchungsraum Sandbank 24 durch Sichtbeobachtungen während der Transektfahrten nachgewiesenen Vogelarten/-taxa in systematischer Reihenfolge (Quelle: BIOLA 2003a).

Name, deutsch	Name, lateinisch
Sternaucher	<i>Gavia stellata</i>
Prachtttaucher	<i>Gavia arctica</i>
Ohrentaucher	<i>Podiceps auritus</i>
Eissturmvogel	<i>Fulmarus glacialis</i>
Dunkler Sturmtaucher	<i>Puffinus griseus</i>
Sturmschwalbe	<i>Hydrobates pelagicus</i>
Basstölpel	<i>Sula bassana</i>
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>
Ringelgans	<i>Branta bernicla</i>
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>
Krickente	<i>Anas crecca</i>
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>
Samtente	<i>Melanitta fusca</i>
Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>
Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>
Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>
Pfuhschnepfe	<i>Limosa lapponica</i>
Regenbrachvogel	<i>Numenius phaeopus</i>
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>
Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>
Steinwälzer	<i>Arenaria interpres</i>
Spatelraubmöwe	<i>Stercorarius pomarinus</i>
Schmarotzerraubmöwe	<i>Stercorarius parasiticus</i>
Falkenraubmöwe	<i>Stercorarius longicaudus</i>
Skua	<i>Stercorarius skua</i>
Schwarzkopfmöwe	<i>Larus melanocephalus</i>
Zwergmöwe	<i>Larus minutus</i>
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>

Name, deutsch	Name, lateinisch
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>
Weißkopfmöwe	<i>Larus cachinnans</i>
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>
Dreizehenmöwe	<i>Rissa tridactyla</i>
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>
Flußseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>
Küstenseeschwalbe	<i>Sterna paradisaea</i>
Trauerseeschwalbe	<i>Chlidonias niger</i>
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>
Tordalk	<i>Alca torda</i>
Krabbentaucher	<i>Alle alle</i>
Straßentaube	<i>Columba 'domestica'</i>
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>
Sumpfohreule	<i>Asio flammeus</i>
Mauersegler	<i>Apus apus</i>
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>
Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>
Amsel	<i>Turdus merula</i>
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>
Spornammer	<i>Calcarius lapponicus</i>
Schneeammer	<i>Plectrophenax nivalis</i>

Die Gesamtsumme der zwischen Dezember 2001 und Dezember 2002 im Untersuchungsraum erfassten Vögel lag bei 16.196 Individuen. Davon wurden 15.542 Exemplare vom Schiff aus erfasst, 654 Individuen konnten bei den Transektbefliegungen gezählt werden.

Bei den systematischen Zählungen vom Schiff aus wurden im Untersuchungsgebiet 8.230 Individuen, im Referenzgebiet 7.312 Individuen beobachtet. Den größten Anteil der erfassten Vögel machten im Untersuchungsgebiet die Möwen aus (69,6%), es folgen Sturmvögel (10,1%) und Alkenvögel (8,6%) (s. Abb. 33). Ähnlich stellt sich die Situation auch im Referenzgebiet dar. Es dominieren die Möwen mit einem Individuenanteil von 43,2%, Sturmvögel und Alkenvögel sind hier mit Individuenanteilen von 20,5% und 21,2% aber noch etwas stärker vertreten als im Untersuchungsgebiet. Auch bei den Flugzeugzählungen machten die Möwen den Großteil der erfassten Individuen aus (74 %).

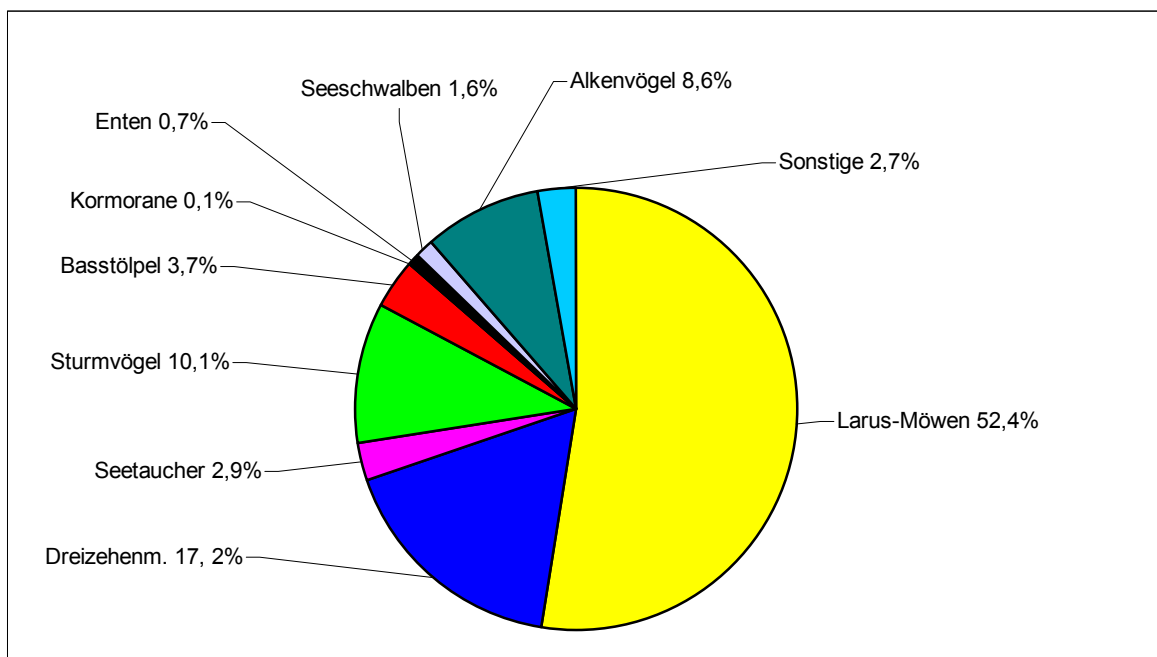


Abb. 33: Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des gesamten Beobachtungszeitraumes bei Schiffszählungen beobachteten Individuen ($n = 8230$ Indiv.) auf Arten/-taxa.

Im Untersuchungsgebiet kamen mit gleichgestelltem Beobachtungsaufwand im Frühjahr 2,4x, im Sommer 1,3x und im Herbst 1,9x so viele Individuen vor wie im Winter. Im Referenzgebiet waren es im Frühling 2,1x im Sommer 3,2x, und im Herbst 1,6x so viele Individuen wie im Winter (s. Tab. 33). Trotz gleichgestelltem Beobachtungsaufwandes dürften einige Arten bzw. Gruppen wie z. B. die Seetaucher aber im Winter aufgrund der geringen Erfassungsintensität in den Monaten Januar und Februar hinsichtlich ihrer Individuenzahlen trotzdem unterrepräsentiert.

Tab. 33: Übersicht über die im Untersuchungs- und Referenzgebiet vom Schiff aus gesichteten Vogelarten, reale Individuensummen und Individuensummen nach gleichgestelltem Beobachtungsaufwand nach Jahreszeiten (Quelle: BIOLA 2003a).

	Arten		Individuen (real)		Individuen (gleichgestellt)	
	Untersuchungsgebiet	Referenzgebiet	Untersuchungsgebiet	Referenzgebiet	Untersuchungsgebiet	Referenzgebiet
Winter	16	15	375	385	1087,3	849,8
Frühling	39	36	3680	2411	2654,2	1797,3
Sommer	28	25	1639	2923	1488,9	2723,5
Herbst	37	33	2536	1593	2171,5	1406,9
Gesamt	54	48	8230	7312	7402,0	6777,6

Artenbesprechungen

Im Folgenden werden in erster Linie die häufigsten und typischen See- und Küstenvogelarten (wertgebende Arten) monografisch abgehandelt.

Seetaucher (Sterntaucher *Gavia stellata*, Prachtaucher *G. arctica* und Eistaucher *G. immer*)

Stern- und Prachtaucher haben sehr ähnliche Rastgebietsansprüche (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966). Ihre Trennung nach Arten ist auf dem offenen Meer vom Schiff aus aufgrund ihres ähnlichen Aussehens und einer sehr hohen Fluchtdistanz (0,5 -2 km) oft nicht möglich; ebenso können die beiden Arten bei Befliegungen durch die kurze Beobachtungszeit nicht unterschieden werden. Deshalb ist es in der Fachliteratur üblich (MITSCHKE et al. 2001, SKOV et al. 1995, STONE et al. 1995, DURINCK et al. 1994, u. a.), beide Arten sowie auch den seltener auftretenden Eistaucher unter dem Begriff „Seetaucher“ zusammenzufassen.

Von den 136 auf Artniveau bestimmten Seetauchern im Untersuchungsraum waren etwa 90 % Stern- (122 Ind.) und 10 % (14 Ind.) Prachtaucher. Weiterhin wurden im Untersuchungsraum 201 unidentifizierte Seetaucher (Stern- oder Prachtaucher) gesichtet. Im Untersuchungsgebiet wurden etwa 28 %, im Referenzgebiet 50 % der im Transekt erfassten Seetaucher im Flug beobachtet. Da Seetaucher bereits in großer Entfernung vor dem Schiff auffliegen, wird der Anteil schwimmender Vögel leicht unterschätzt.

Seetaucher wurden im Untersuchungs- und Referenzgebiet vor allem im Frühjahr nachgewiesen (95 %). Während des restlichen Jahres wurden nur geringe Individuenzahlen beobachtet. Die höchste mittlere Dichte von Seetauchern wurde im Untersuchungsgebiet im März mit 0,23 Ind./km², im Referenzgebiet im April mit 0,23 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 34). Außerhalb der Monate März/April liegen die mittleren Dichten pro Monat im Untersuchungsraum zwischen 0,00 und 0,05 Ind./km². Die räumliche Verteilung der Seetaucher in den Jahreszeiten ist Abb. 1 im Anhang zu entnehmen.

Die Maximalen Dichten von Seetauchern liegen ebenfalls im Frühjahr, im Untersuchungsgebiet bei 1,17 Ind./km² und im Referenzgebiet bei 0,33 Ind./km². Nach Zählungen vom Flugzeug aus lag die höchste mittlere Dichte im Suchraum ebenfalls im April bei 0,43 Ind./km². Diese Ergebnisse entsprechen den Werten der Schiffserfassungen.

In dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden etwa 74 % aller Seetaucher im Winter gesichtet. Die höchste mittlere Dichte liegt mit 0,6 Ind./km² im April. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung stimmen z. T. mit denen von CAMPHUYSEN (2001) überein. So wurden in beiden Studien die höchsten mittleren Dichten von Seetauchern im Frühjahr festgestellt. Abweichungen bestehen hinsichtlich der Hauptbeobachtungszeiten. So konnte CAMPHUYSEN (2001) 74% aller Seetaucher im Winter beobachten, in der vorliegenden Untersuchung wurden 95% aller Seetaucher im Frühjahr registriert. Ursache hierfür dürfte die geringe Beobachtungsintensität der vorliegenden Untersuchung in den Monaten Januar und Februar sein.

Im Vergleich zu Dichtewerten im Bereich der südöstlichen Deutschen Bucht (bis zu 5 Ind./km²) liegen die Anzahlen in der vorliegenden Studie sehr niedrig. Insgesamt kam es zu keinen bedeutsamen Konzentrationen von Seetauchern im Untersuchungsraum.

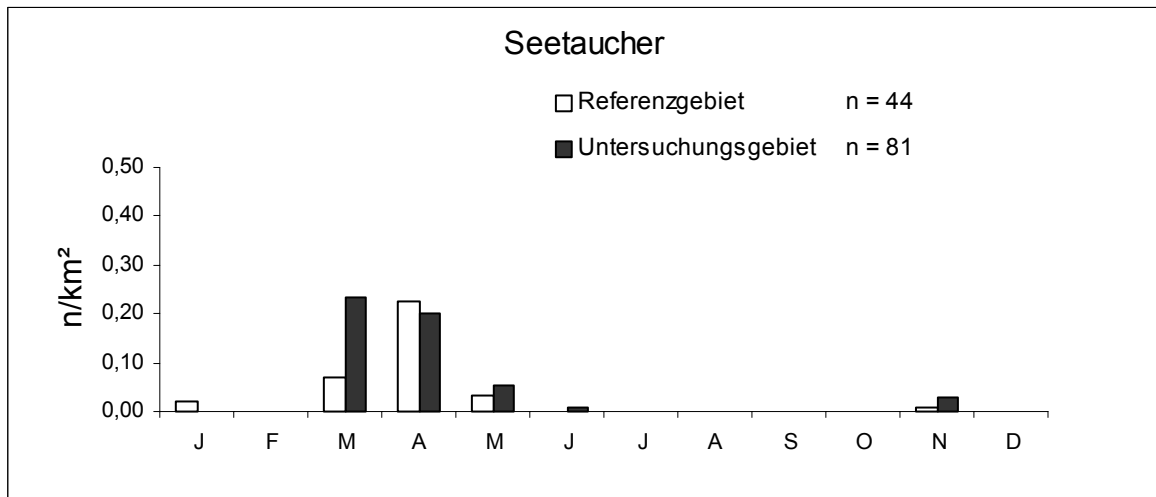


Abb. 34: Mittlere Dichte von Seetauchern [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Sturmvögel (Eissturmvogel *Fulmarus glacialis*)

Eissturmvögel kommen das ganze Jahr über im Untersuchungsraum vor, mit den niedrigsten Individuenumzahlen im Winter.

Die höchste mittlere Dichte von Eissturmvögeln wurde im Untersuchungsgebiet im März mit 0,93 Ind./km² und im Referenzgebiet im März mit 1,29 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 35). Die maximale Dichte von Eissturmvögeln wurde im Untersuchungsgebiet im Frühjahr mit 2,87 Ind./km² und im Referenzgebiet im Sommer mit 3,77 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung der Eissturmvögel in den Jahreszeiten ist Abb. 2 im Anhang zu entnehmen.

Als Hochseevögel kommen Eissturmvögel vor allem in der zentralen und nordwestlichen Nordsee vor. Nach dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden Eissturmvögel im Suchraum vor allem im Sommer und Herbst beobachtet. Die höchste mittlere Dichte lag mit 2,3 Ind./km² im Spätsommer. In der vorliegenden Studie lagen die vom Schiff aus erfassten höchsten mittleren Dichten dagegen im Frühjahr und Sommer. Außerhalb der Brutzeit wurden Eissturmvögel vor allem nach Weststürmen nachgewiesen.

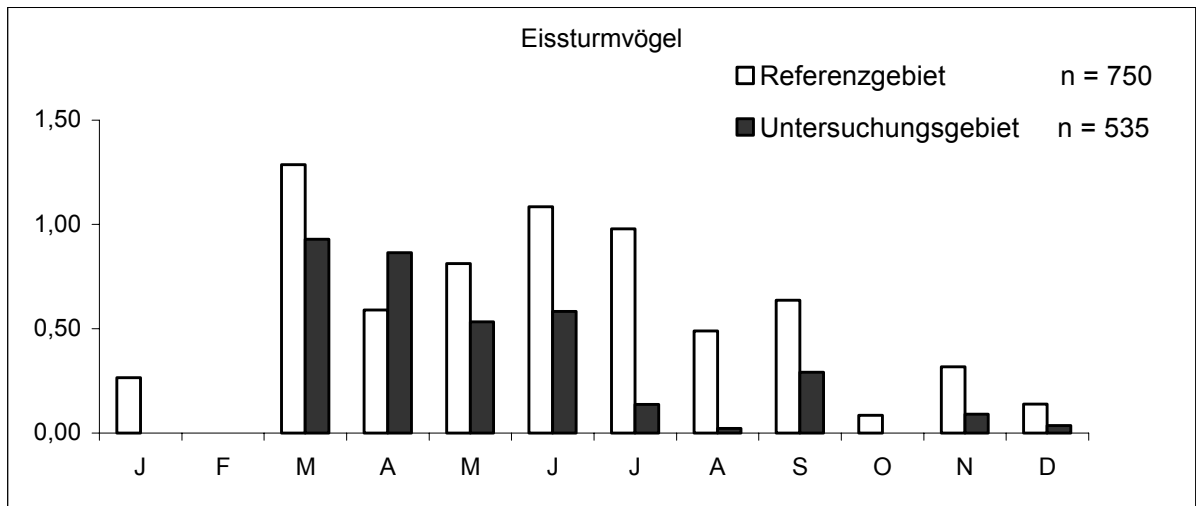


Abb. 35: Mittlere Dichte von Eissturmvögeln [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Tölpel (Basstölpel *Morus bassanus*)

Basstölpel wurden im Untersuchungs- und Referenzgebiet vor allem im Frühjahr, Sommer und Herbst registriert; im Winter wurden nur geringe Individuenzahlen beobachtet. Im Untersuchungsraum wurden insgesamt 608 Individuen gesichtet.

Die höchste mittlere Dichte von Basstölpeln wurde im Untersuchungsgebiet im März mit 0,23 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im März mit 0,47 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 36). Die maximale Dichte wurde im Untersuchungsgebiet im Frühjahr mit 0,51 Ind./km², im Referenzgebiet ebenfalls im Frühjahr mit 1,57 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung der Basstölpel in den Jahreszeiten ist Abb. 3 im Anhang zu entnehmen. Vom Flugzeug aus wurden insgesamt nur 3 Basstölpel im Suchraum gesichtet.

Basstölpel sind Hochseevögel und brüten in der südöstlichen Nordsee ausschließlich auf Helgoland. In der vorliegenden Studie wurden höhere mittlere Dichten festgestellt als in der ESAS-Vorstudie (CAMPHUYSEN 2001). Ähnlich der Untersuchungen von CAMPHUYSEN (2001) kamen Basstölpel von Frühjahr bis Herbst weit verbreitet im Untersuchungsraum vor, im Winter nur selten. Im Sommer handelt es sich wahrscheinlich um Nahrungsgäste von Helgoland, im Herbst werden nach Weststürmen vermutlich auch Vögel aus Großbritannien und Skandinavien erfasst.

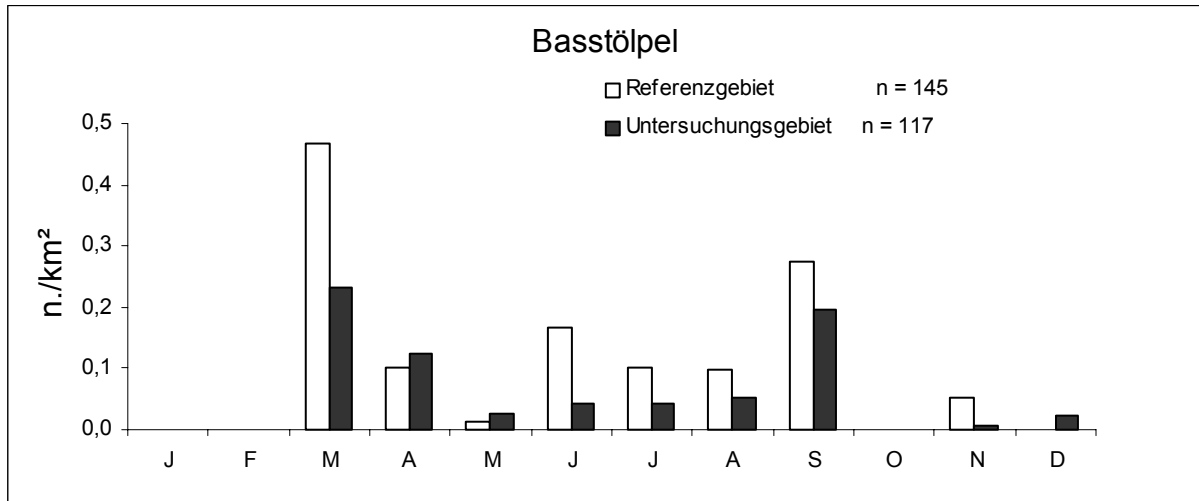


Abb. 36: Mittlere Dichte von Basstölpeln [n./km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Enten

Trauerente *Melanitta nigra*

Trauerenten wurden im Untersuchungsraum während des ganzen Jahres in nur geringen Individuenzahlen gesichtet. Insgesamt wurden 50 Individuen im Untersuchungsraum beobachtet. Die störempfindlichen Trauerenten wurden fast ausschließlich fliegend und außerhalb des Transekts nachgewiesen, weshalb Dichteangaben nur als grobe Einschätzung gesehen werden können. Im Untersuchungsgebiet wurden nur 3 Trauerenten im Transekt registriert und daher keine Dichte berechnet. Im Referenzgebiet lag die höchste mittlere Dichte mit 0,11 Ind./km² im April.

Das Hauptverbreitungsgebiet von Trauerenten befindet sich innerhalb des Küstenbereiches (< 20 m tiefes Gewässer), wo sie in großen Ansammlungen überwintern, mausern und im Frühjahr und Herbst durchziehen (CAMPHUYSEN 2001). Im Sommer können auch kleine übersommernde Trupps vorkommen.

Nach der vorliegenden Untersuchung und dem ESAS-Report (CAMPHUYSEN 2001) kommen im Suchraum nur wenige migrierende Trauerenten vor. Nach diesen Ergebnissen stellt der Untersuchungsraum keinen Rastplatz für Trauerenten dar.

Weitere Entenarten

Neben der Trauerente wurden im Untersuchungsraum 13 Pfeif-, 13 Krick- und 7 Eider und eine Samtente, sowie 9 unidentifizierte Enten gesichtet. Alle im Transekt registrierten Enten wurden fliegend gesichtet, wobei es sich vermutlich um Durchzügler handelt.

Raubmöwen

Raubmöwen wurden vereinzelt von März bis September, mit einer Einzelsichtung im November, im Untersuchungsraum nachgewiesen. Insgesamt wurden 39 Skuas *Stercorarius skua*, 6 Schmarotzerraubmöwen *S. parasiticus*, eine Spatelraubmöwe *S. pomarinus*, eine Falkenraubmöwe *Stercorarius longicaudus* sowie 13 unidentifizierte Raubmöwen erfasst. Die höchste mittlere Dichte

von Raubmöwen wurde im Untersuchungsgebiet im September mit 0,04 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im September mit 0,07 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 37).

Entlang der niederländischen Küste werden Raubmöwen von Juli bis Oktober in geringen Anzahlen, vor allem nach starken Westwinden beobachtet (CAMPHUYSEN & VAN DIJK 1983). In dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden im Suchraum ebenfalls alle nordwesteuropäischen Arten registriert. In beiden Studien traten Raubmöwen nur in geringen Anzahlen und vor allem im Herbst auf.

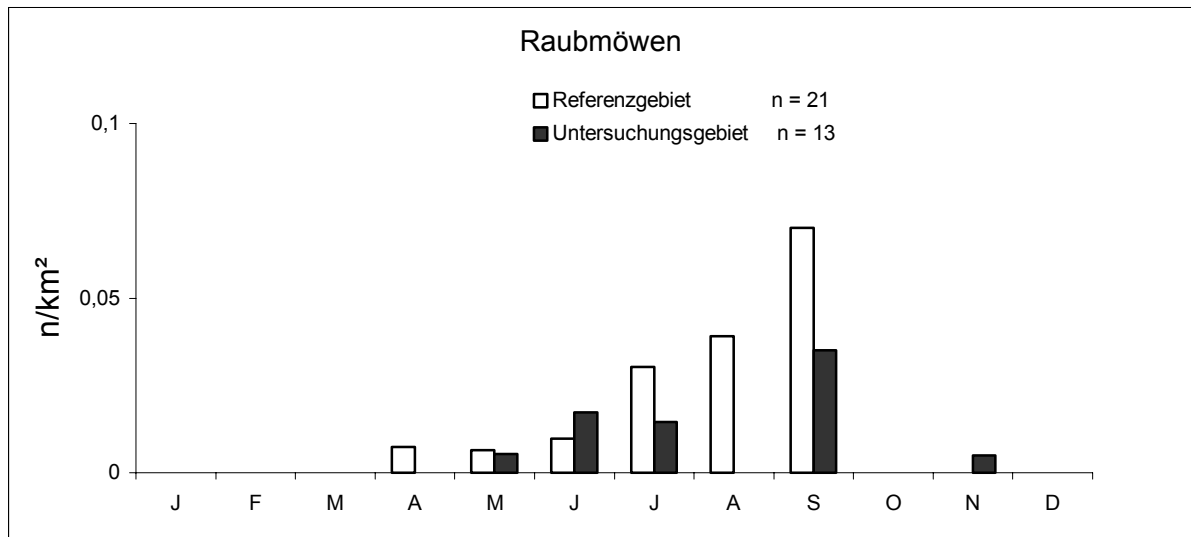


Abb. 37: Mittlere Dichte von Raubmöwen [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Larus-Möwen

Im Untersuchungsraum wurden insgesamt 6.123 Larus-Möwen gesichtet. Davon zählen allein 2.042 Individuen zu den unidentifizierten grossen Möwen. Die höchste mittlere Dichte von Larus-Möwen wurde im Untersuchungsgebiet im April mit 2,66 Ind./km², im Referenzgebiet im Oktober mit 3,67 Ind./km² festgestellt. Neben den im Folgenden beschriebenen Larus-Arten wurden 4 Weißkopfmöwen *Larus cachinnans* und eine Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* gesichtet.

Zwergmöwe *Larus minutus*

Insgesamt wurden 20 Zwergmöwen im Untersuchungs- und Referenzgebiet von September 2002 bis Dezember 2002 beobachtet, mit einer Einzelsichtung im April. Im Sommer kamen keine Zwergmöwen im Untersuchungsraum vor.

Zwergmöwen kommen regelmässig als Zugvögel und selten als Wintergäste entlang der Küste vor. Im Untersuchungsraum wurden Zwergmöwen nur vereinzelt gesichtet. Die Ergebnisse entsprechen dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) nachdem nur 6 Zwergmöwen im Suchraum beobachtet wurden.

Lachmöwe *Larus ridibundus*

Im Untersuchungs- und Referenzgebiet wurden insgesamt 60 Lachmöwen gesichtet. Davon wurden allein 53 Individuen in Sommer und Herbst gesichtet.

Lachmöwen kommen in der Nordsee vor allem im Küstenbereich vor, pendeln aber im Frühjahr und Herbst zwischen England und dem europäischen Kontinent und überqueren dabei die südliche Norsee. In der vorliegenden Untersuchung kamen Lachmöwen vor allen im Sommer und Herbst vor. In dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001), wurden im Suchraum von 38 Lachmöwen 30 im Frühjahr gesichtet.

Insgesamt wurden Lachmöwen im Untersuchungsraum in geringen Zahlen festgestellt. Durch ihre starke Bindung an den Küstenbereich spielt der Untersuchungsraum für sie Lachmöwen eine untergeordnete Rolle.

Sturmmöwe *Larus canus*

Sturmmöwen wurden ganzjährig im Gebiet nachgewiesen, mit den geringsten Individuenzahlen im Sommer. Insgesamt kamen 183 Individuen im Untersuchungsraum vor. Die höchste mittlere Dichte wurde sowohl im Untersuchungs- als auch im Referenzgebiet mit 0,14 Ind./km² und 0,15 Ind./km² im Winter erfasst. Die maximale Dichte lag ebenfalls im Untersuchungsgebiet mit 0,95 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 1,21 Ind./km² im Winter. Die räumliche Verteilung der Sturmmöwen in den Jahreszeiten ist Abb. 4 im Anhang zu entnehmen.

Sturmmöwen kommen in der Nordsee ganzjährig vor und sind vor allem als Wintergäste zahlreich in der Deutschen Bucht vertreten. Sowohl in der vorliegenden Studie als auch im ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden Sturmmöwen vor allem im Winter im Gebiet nachgewiesen. Die zweithöchste Individuenzahl lag in der ESAS-Vorstudie dagegen im Herbst. Am seltensten kamen Sturmmöwen nach beiden Studien im Sommer vor. Die Sturmmöwe profitiert in geringerem Maßstab von Fischereiabfällen als grössere Möwenarten und hält sich häufiger in küstennahen Gewässern auf.

Heringsmöwe *Larus fuscus*

Mit 2.544 Individuen war die Heringsmöwe die zweithäufigste Seevogelart im Untersuchungsraum. Heringsmöwen wurden im Untersuchungs- und Referenzgebiet während der Schiffstransekte im Frühjahr, Sommer und Herbst gesichtet, im Winter wurden keine Individuen nachgewiesen. Die höchste mittlere Dichte lag im Untersuchungsgebiet mit 1,98 Ind./km² im Frühjahr und im Referenzgebiet mit 0,72 Ind./km² im Sommer.

Die maximale Dichte von Heringsmöwen wurde im Untersuchungsgebiet im Frühjahr mit 7,34 Ind./km², im Referenzgebiet im Sommer mit 2,50 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung der Heringsmöwen in den Jahreszeiten ist Abb. 5 im Anhang zu entnehmen.

In der südlichen deutschen Nordsee kommen Heringsmöwen als Durchzügler und Sommergäste vor, im Winter sind sie nur selten anzutreffen. Von 1998-99 brüteten an der niedersächsischen Nordseeküste ca. 23.000 Paare (SÜDBECK & HÄLTERLEIN 2001), allein auf Borkum und Memmert ca. 3.100 Paare (SÜDBECK & HÄLTERLEIN 1999). Weiterhin kommen auf den holländischen Inseln Rottum und Schiermonnikoog einige tausend Brutpaare vor (SPAANS 1998). Sie entfernen z. T. bis

zu 100 km von ihren Brutplätzen zur Nahrungssuche und folgen häufig in großen Trupps Fischkuttern.

Nach dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) kamen Heringsmöwen seltener als Dreizehen- und Silbermöwen im Suchraum vor. Allerdings könnte der große Anteil an unbestimmten Möwen dieses Ergebnis eventuell verändern. Sowohl im ESAS-Report als auch in der vorliegenden Studie kommen Heringsmöwen am häufigsten im Sommer im Gebiet vor.

Silbermöwe *Larus argentatus*

Silbermöwen halten sich von Herbst bis Frühjahr im Untersuchungs- und Referenzgebiet auf, im Sommer wurde nur ein Individuum gesichtet. Mit 537 Individuen ist die Silbermöwe im Untersuchungsraum deutlich seltener als die Herings- oder Dreizehenmöwe.

Die höchste mittlere Dichte lag im Untersuchungsgebiet mit 0,34 Ind./km² im Frühjahr und im Referenzgebiet mit 0,40 Ind./km² ebenfalls im Frühjahr. Die maximale Dichte von Silbermöwen wurde sowohl im Untersuchungs- als auch im Referenzgebiet im Herbst, mit 1,48 Ind./km² und 2,01 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung der Silbermöwen in den Jahreszeiten ist Abb. 6 im Anhang zu entnehmen.

Nach Zählungen vom Flugzeug aus lag die höchste mittlere Dichte im Suchraum bei 0,95 Ind./km² im September.

In dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001), kommt die Silbermöwe als eine der häufigsten Küstenvogelarten im Untersuchungsgebiet vor und tritt auch in Herbst und Winter so küstenfern auf. Sie kommt in der Vorstudie insgesamt häufiger vor als die Heringsmöwe, zeigt jedoch während der Brutperiode geringere Anzahlen als die stärker auf die offene See orientierte Heringsmöwe. Silbermöwen folgen oft in großen Ansammlungen Fischkuttern, was ein zeitlich und räumlich geklumpstes Auftreten zur Folge hat (CAMPHUYSEN & LEOPOLD 1994).

In der vorliegenden Studie kamen Silbermöwen 4,7x seltener vor als Heringsmöwen und traten ähnlich der Vorstudie nur selten im Sommer im Untersuchungsraum auf. Die höchsten mittleren Dichten lagen im Frühjahr, die Maximaldichten im Herbst.

Mantelmöwe *Larus marinus*

Mantelmöwen wurden sowohl im Untersuchungs- als auch im Referenzgebiet ganzjährig gesichtet. Insgesamt wurden 439 Individuen im Untersuchungsraum nachgewiesen.

Die höchste mittlere Dichte von Mantelmöwen wurde im Untersuchungsgebiet mit 0,22 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 0,24 Ind./km² jeweils im Herbst erfasst. Die maximale Dichte von Mantelmöwen wurde im Untersuchungsgebiet mit 1,18 Ind./km² im Frühjahr und im Referenzgebiet mit 2,14 Ind./km² im Herbst erfasst. Die räumliche Verteilung der Mantelmöwen in den Jahreszeiten ist Abb. 7 im Anhang zu entnehmen.

Nach Zählungen vom Flugzeug aus lag die höchste mittlere Dichte im Suchraum im September bei 0,15 Ind./km².

Mantelmöwen haben die niedersächsische Küste erst seit einigen Jahren mit wenigen Individuen besiedelt. Vor allem sind überwinternde Strich- und Zugvögel und nur wenige übersommernde Individuen anzutreffen (GARTHE 2000). Diese Verteilung spiegelt sich auch in der vorliegenden Studie in der die höchsten mittleren Dichten im Herbst und die Maximaldichten in Herbst und Frühjahr liegen. Die Mantelmöwe kam ganzjährig vor, im Sommer wurden jedoch die niedrigsten Individuenzahlen registriert. Eine übereinstimmende Verteilung findet sich auch im ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001), in der die Mantelmöwe ganzjährig im Suchraum vorkommt; mit dem häufigsten Vorkommen im Herbst.

Dreizehenmöwe *Rissa tridactyla*

Dreizehenmöwen kommen sowohl im Untersuchungs- als auch im Referenzgebiet das ganze Jahr über vor. Mit insgesamt 2.764 Individuen war die Dreizehenmöwe die häufigste Vogelart im Untersuchungsraum. Die höchste mittlere Dichte von Dreizehenmöwen wurde im Untersuchungsgebiet im März mit 1,8 Ind./km² und im Referenzgebiet im Juni mit 1,92 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 38). Die maximale Dichte von Dreizehenmöwen wurde im Untersuchungsgebiet im Sommer mit 6,60 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im Sommer mit 4,39 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung der Dreizehenmöwen in den Jahreszeiten ist Abb. 8 im Anhang zu entnehmen.

Nach Zählungen vom Flugzeug aus lag die höchste mittlere Dichte im Suchraum im Juni bei 0,62 Ind./km² (Juni, September). Dieses Ergebnis stimmt weitgehend mit den Schiffsbeobachtungen überein.

Im Bereich der Deutschen Bucht brütet die Dreizehenmöwe mit ca. 7.600 Brutpaaren ausschließlich auf Helgoland und hält sich außerhalb der Brutzeit auf dem offenen Meer auf (HARTWIG 2001). Dabei zeigt sie im Sommer eine deutliche Konzentration um Helgoland (GARTHE et al. 1995). Im Untersuchungsraum trat sie über das ganze Jahr hinweg auf. Nach dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001), kommt die Dreizehenmöwe ebenfalls ganzjährig im Suchraum vor. In der ESAS-Studie liegen jedoch die niedrigsten Dichten im Frühjahr und Sommer, während sie in der vorliegenden Studie zu dieser Zeit am häufigsten auftreten.

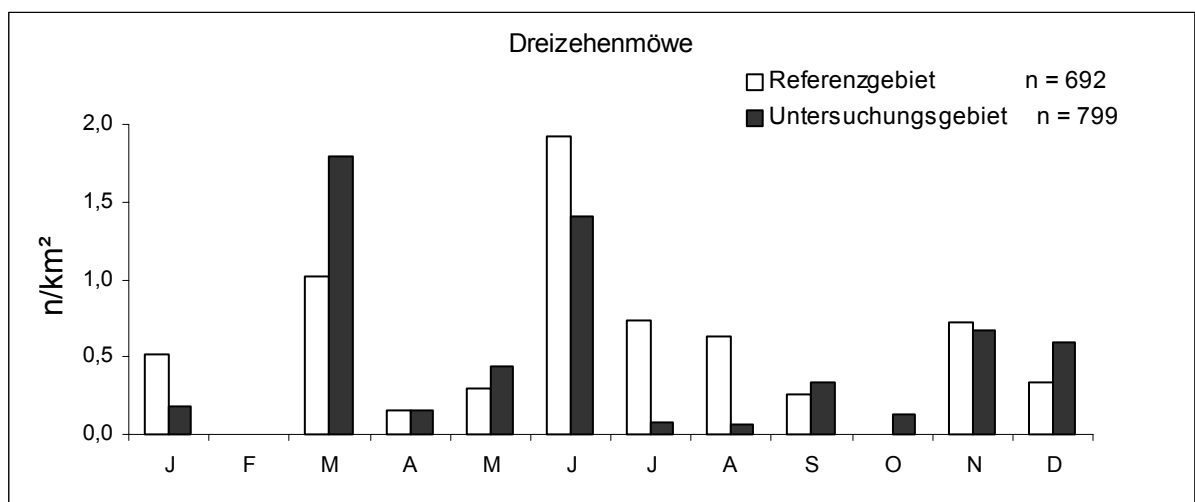


Abb. 38: Mittlere Dichte von Dreizehenmöwen [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Seeschwalben

Im Untersuchungsraum wurden Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben, sowie eine Trauerseeschwalbe beobachtet. Seeschwalben kommen in unseren Breiten nur von Frühjahr bis Herbst vor und überwintern auf der Südhalbkugel. Vom Flugzeug aus konnten nur sehr geringe Anzahlen an Seeschwalben erfasst werden, die hier zu vernachlässigen sind. Die höchsten mittleren Dichten wurden im Untersuchungsgebiet im Mai mit 0,13 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 0,98 Ind./km² im April registriert (s. Abb. 39).

Im Untersuchungsraum kommen Seeschwalben vor allem als Strich- und Zugvögel vor, da die Gebiete für nahrungssuchende Brutvögel zu weit weg liegen.

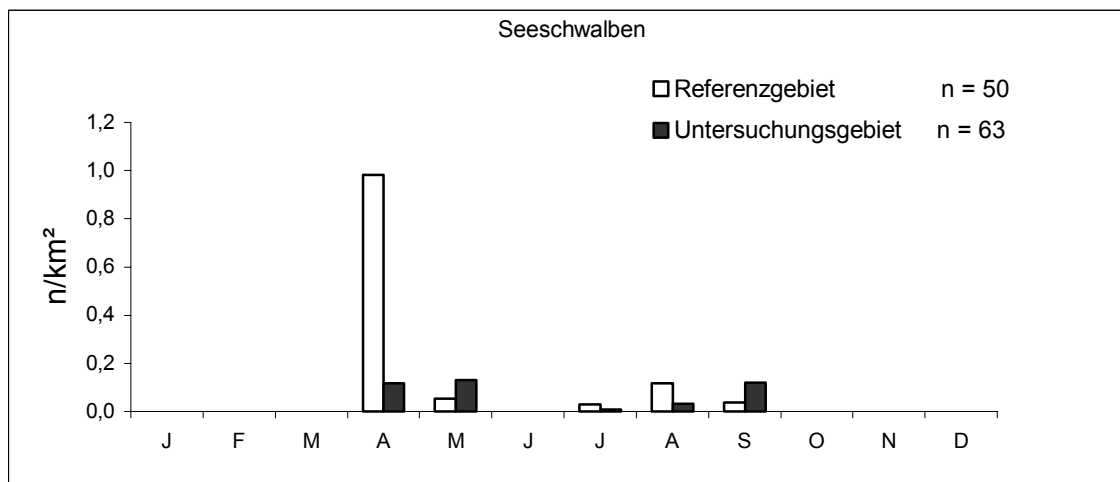


Abb. 39: Mittlere Dichte von Seeschwalben [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis*

Insgesamt liegen nur 12 Beobachtungen von Brandseeschwalben *Sterna sandvicensis* im Untersuchungsraum vor, wovon 7 Individuen im Frühjahr und 4 in Herbst gesichtet wurden. Aufgrund der geringen Individuenzahlen wurden keine Dichteberechnungen vorgenommen. Im ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden insgesamt nur 2 Brandseeschwalben im Suchraum gesichtet.

In Niedersachsen brüteten in den Jahren 1998-99 ca. 2.000 - 2.600 Brandseeschwalben (SÜDBECK & HÄLTERLEIN 1999). Während der Brutzeit suchen Brandseeschwalben bevorzugt Nahrung in der Nähe der Brutkolonien, in der Regel bis zu einer Entfernung von 25 km, in Ausnahmen 50-60 km entfernt. Nach dem Flüggewerden der Jungvögel verlassen viele Brutvögel die Brutplätze und können 250-500 km zu nahrungsreichen Konzentrationspunkten wandern (MELTOFTE et al. 1994).

In der vorliegenden Untersuchung konnten keine bedeutenden Konzentrationen von Brandseeschwalben im Untersuchungsraum festgestellt werden.

Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo*, Küstenseeschwalbe *Sterna paradisea*

Unter den Beobachtungsbedingungen auf See ist die Trennung von Fluss- und Küstenseeschwalben nur teilweise möglich. Es liegen 10 Beobachtungen von Flusseeeschwalben *S. hirundo*, 352 Beobachtungen von Küstenseeschwalben *S. paradisea* sowie 154 Beobachtungen von

Fluss- oder Küstenseeschwalben im Untersuchungsraum vor. Die meisten Beobachtungen wurden im Frühjahr verzeichnet. Im Winter wurden weder Fluss- noch Küstenseeschwalben im Untersuchungs- und Referenzgebiet nachgewiesen. Die höchste mittlere Dichte von Fluss- oder Küstenseeschwalben wurde im Untersuchungsgebiet mit 0,08 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 0,34 Ind./km² jeweils im Frühjahr registriert. Die maximalen Dichten wurden im Untersuchungsgebiet mit 0,75 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 1,97 Ind./km² ebenfalls im Frühjahr beobachtet. Die räumliche Verteilung von Küsten-/Flusseeeschwalben in den Jahreszeiten ist Abb. 9 im Anhang zu entnehmen.

In Niedersachsen brütet die Flusseeeschwalbe mit ca. 3.904-4.088 Paaren (SÜDBECK & HÄLTERLEIN 2001). Die Hauptverbreitung der Seeschwalben in der Nordsee liegt innerhalb des Küstenbereiches (CAMPHUYSEN 2001, s. Anhang). In der vorliegenden Studie wurden vor allem ziehende Fluss- oder Küstenseeschwalben im Untersuchungsraum erfasst.

Alkenvögel

Neben den häufigsten Alkenarten im Untersuchungsraum - Trottellumme und Tordalk - wurden 14 Krabbentaucher *Alle alle*, sowie 16 unidentifizierte Alkenvögel gesichtet. Insgesamt wurden 2.260 Alkenvögel im Untersuchungsraum registriert.

Die höchste mittlere Dichte von Alkenvögeln wurde im Untersuchungsgebiet im August mit 0,88 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im August mit 7,61 Ind./km² beobachtet (s. Abb. 40). Die räumliche Verteilung der Alkenvögel in den Jahreszeiten ist den Karten zu entnehmen.

Vom Flugzeug aus können Trottellumme und Tordalk aufgrund ihrer großen Ähnlichkeit meist nicht unterschieden werden. In den Flügen von April, Juni und September wurden mittlere Dichten zwischen 0,22 und 0,28 Ind./km² nachgewiesen. In der Regel werden Alkenvögel bei Flugzeugkartierungen aufgrund ihres geringen Kontrastes zur Wasseroberfläche unterkartiert. Die Verteilung der Alkenvögel nach Flugzeugkartierungen ist den Karten zu entnehmen.

Auch in dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) kamen Alkenvögel das ganze Jahr über regelmäßig im Suchraum vor. Die höchsten mittleren Dichten lagen im Winter, während sie in der vorliegenden Studie im Sommer lagen.

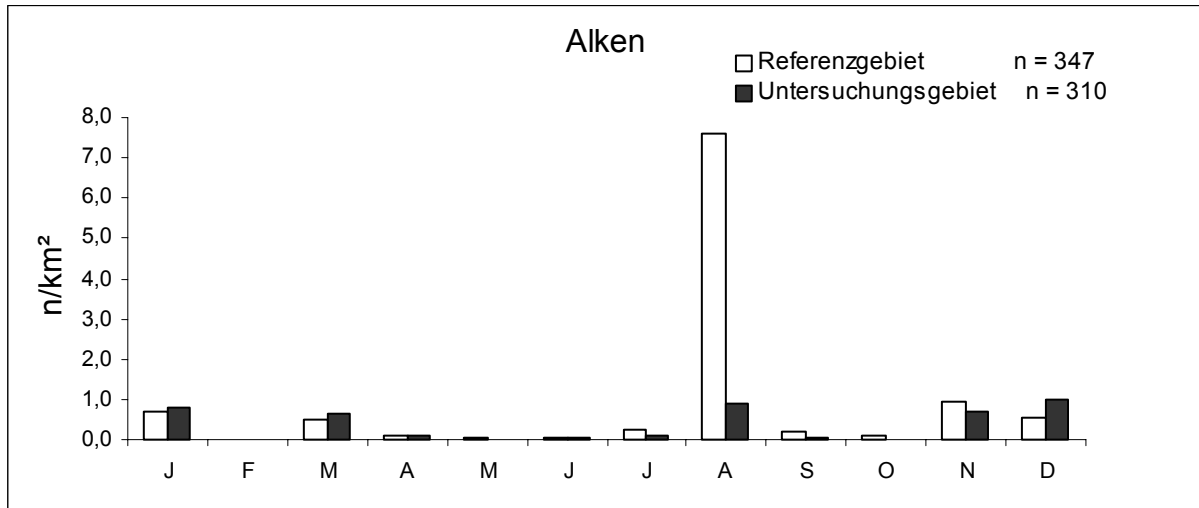


Abb. 40: Mittlere Dichte von Alken [n/km²] im Untersuchungs- und Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003a).

Trottellumme *Uria aalge*

Trottellummen wurden das ganze Jahr über im Untersuchungsraum festgestellt. Insgesamt wurden 1.921 Trottellummen erfasst. Die höchste mittlere Dichte von Trottellummen wurde im Untersuchungsgebiet im Winter mit 0,45 Ind./km² und im Referenzgebiet im Sommer mit 2,77 Ind./km² beobachtet. Die maximale Dichte von Trottellummen wurde im Untersuchungsgebiet im Sommer mit 2,68 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im Sommer mit 7,55 Ind./km² erfasst. Die räumliche Verteilung von Trottellummen in den Jahreszeiten ist Abb. 10 im Anhang zu entnehmen.

Trottellummen sind Hochseevögel, die in der süd-östlichen Nordsee ausschliesslich auf Helgoland brüten (2.040 Brutpaare im Jahr 1999; HARTWIG 2001). Der größte Teil der nordostatlantischen Population konzentriert sich in den Gewässern nordöstlich Großbritanniens. In dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) kamen Alkenvögel vor allem im Winter, aber auch im Sommer in hohen Dichten vor. Die niedrigsten Dichten lagen im Frühjahr. In der vorliegenden Studie traten Trottellummen ebenfalls nicht nur als Wintergäste in hohen Dichten auf. Im Referenzgebiet lagen die Maximaldichten vor allem zur Seeseite hin im Sommer.

Tordalk *Alca torda*

Tordalken wurden ausschließlich in Herbst, Winter und Frühjahr beobachtet. Insgesamt wurden 210 Tordalken im Untersuchungsraum nachgewiesen. Die höchste mittlere Dichte von Tordalken wurde im Untersuchungsgebiet im Winter mit 0,31 Ind./km² und im Referenzgebiet ebenfalls im Winter mit 0,14 Ind./km² beobachtet. Die maximale Dichte von Tordalken wurde mit 2,05 Ind./km² und im Referenzgebiet mit 1,39 Ind./km² ebenfalls im Winter erfasst. Die räumliche Verteilung von Tordalken in den Jahreszeiten ist Abb. 11 im Anhang zu entnehmen.

Nach dem ESAS-Report von CAMPHUYSEN (2001) wurden im Suchraum 46 Tordalken gesichtet. Im Gegensatz zu Trottellummen traten Tordalken weder im Untersuchungs- noch im Referenzgebiet im Sommer auf. Die höchsten mittleren und maximalen Dichten wurden im Winter registriert.

Weitere Vogelarten

Im gesamten Untersuchungsraum wurden 35 weitere Arten/-taxa (Sturmschwalben, Kormorane, Rallen und Reiher, Gänse, Schnepfen, Eulen, Tauben, Segler und Schwalben sowie Singvögel) erfasst, wovon 15 Arten zu den Singvögeln gehören.

Im Untersuchungsgebiet wurden 29 weitere - bei den Artbesprechungen nicht aufgeführte - Arten/-taxa festgestellt, darunter befanden sich 12 Singvogelarten. Im Referenzgebiet wurden 19 weitere - bei den Artbesprechungen nicht aufgeführte - Arten/-taxa festgestellt. Auch hier hatten die Singvögel (6 Arten) sowie Schnepfen (6 Arten) die grössten Anteile.

Bestandsabschätzung ausgewählter Arten für das Projektgebiet der Pilotphase

Eine Berechnung von Beständen, die einer hohen Dynamik unterliegen, ist insbesondere für kleine Flächengrößen kaum möglich. Im Folgenden können daher anhand der durch die Schiffstransektfahrten berechneten mittleren Dichten unter Verwendung verschiedener Korrekturfaktoren nur Bandbreiten für die Bestände berechnet werden.

Trotz der großen Schwankungen der monatlichen Dichten in kleinräumigen Gebieten werden für die Bestandabschätzung im Folgenden die höchste mittlere monatliche Dichte aus dem Untersuchungszeitraum für ausgewählte Vogelgruppen/-arten aus dem Untersuchungsgebiet oder Referenzgebiet sowie zum Vergleich die höchste mittlere monatliche Dichte aus dem Suchraum (ESAS-Report von CAMPHUYSEN 2001) herangezogen. Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass einerseits die Bestände so nicht unterschätzt werden, andererseits aber lokale „Peaks“ aus den einzelnen Quadranten - wie in den Karten im Anhang dargestellt - abgepuffert werden. Dargestellt werden nur die häufigsten Vogeltaxa, da bei selten oder nur einzeln und lokal im Untersuchungsraum auftretenden Arten keine realistische Abschätzung zu erhalten ist. Ferner wurden die Korrekturfaktoren nur bei Arten verwendet, die auch auf dem Wasser schwimmend beobachtet wurden, also das Gebiet in erster Linie zur Rast und Nahrungssuche nutzten.

Windenergieanlagen stehen in ihrer Wirkung als Störfaktor vermutlich zwischen gänzlich unbewegten und sich schnell fortbewegenden Objekten. Fluchtdistanzen von verschiedenen Wasservogelarten gegenüber liegenden oder fahrenden Booten variieren zwischen 100 und mehr als 2000 m. Über Störabstände von Seevögeln in Bezug auf Offshore-Windenergieanlagen sind zur Zeit noch keine aussagekräftigen Ergebnisse veröffentlicht worden. Einerseits geht vermutlich von den stehenden Türmen eine eher geringe Störwirkung aus, andererseits verursachen die sich drehenden Rotorblätter vermutlich die größeren Störungen. Im Folgenden wird daher von einem mittleren Störabstand von ca. 500 m ausgegangen. Zieht man um das Baugebiet der Pilotphase diesen Störabstand, erhält man ein ca. 200 km² großes, vermutlich beeinträchtigtes Gebiet, auf das die Bestandsberechnung bezogen wird.

Tab. 34: Höchste mittlere Dichten (nach Monatsmitteln) aus dem Untersuchungs- oder Referenzgebiet nach der vorliegenden Kartierung und nach dem ESAS-Report (CAMPHUYSEN 2001) und berechnete unkorrigierte höchste Bestandszahlen für das ca. 200 km² große (um den Störabstand von 0,5 km erweiterte) Projektgebiet Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).

Taxon	höchste mittlere Dichte im Untersuchungs- oder Referenzgebiet [n/km ²]	gerundete, unkorrigierte, höchste Bestandszahlen [Ind. im Projektgebiet]	höchste mittlere Dichte im Suchraum [n/km ²] nach CAMPHUYSEN (2001) [n/km ²]	gerundete, unkorrigierte, höchste Bestandszahlen nach CAMPHUYSEN (2001) [Ind. im Projektgebiet]
Seetaucher	0,23	46	0,60	120
Eissturmvogel	1,29	257	2,30	460
Basstölpel	0,47	93	0,10	20
Larus-Möwen	3,67	734	2,25	450
Dreizehenmöwen	1,92	383	1,11	222
Seeschwalben	0,98	197	1,10	220
Alkenvögel	7,61	1522	1,70	340

Für die Seetaucher, den Eissturmvogel und die Seeschwalben ergeben sich nach dem ESAS-Report (CAMPHUYSEN 2001) höhere unkorrigierte Bestandszahlen. Daher werden für diese Arten die Bestandszahlen sowohl nach unseren Ergebnissen als auch anhand der ESAS-Werte unter Verwendung der Literaturwerte korrigiert und mit diskutiert. Für die Korrektur der Bestandszahlen werden die folgenden Faktoren verwendet:

Tab. 35: Korrekturfaktoren nach CAMPHUYSEN (berechnet und vorgeschlagen anhand der im Rahmen dieser Kartierung gewonnenen Daten) und aus der Literatur (vgl. STONE et al. 1995 und MITSCHKE et al. 2001) (Quelle: BIOLA 2003a).

Korrekturfaktoren	vorgeschlagen nach CAMPHUYSEN	nach STONE et al. 1995	nach MITSCHKE et al. 2001
Seetaucher	1,6	1,3	2,4
Eissturmvogel	1,4	1,1	1,3
Basstölpel	1,3	1	keine Angabe
Larus-Möwen	1,4	1,4	1,3
Dreizehenmöwen	1,4	1,4	1,9
Seeschwalben	1,7	1,7	2
Alkenvögel	1,3	1,5	2,1

Im Folgenden werden die Bestände für das ca. 200 km² große (um 0,5 km Störabstand erweiterte) Projektgebiet berechnet. Dabei werden jeweils die sich aus den höchsten mittleren Dichten aus der vorliegenden Untersuchung und aus dem Suchraum (CAMPHUYSEN 2001) (s. Tab. 34) berechneten unkorrigierten Bestandszahlen herangezogen und jeweils mit den nach CAMPHUYSEN vorgeschlagenen Faktoren sowie mit den höchsten Faktoren aus der Literatur korrigiert. Die sich daraus ergebenden Bestandszahlen sind in der folgenden Tabelle (Tab. 36) dargestellt:

Tab. 36: Verwendete Korrekturfaktoren und höchste korrigierte Bestandszahlen für die 200 km² große, durch das Bauvorhaben beeinträchtigte Fläche, ¹ Wert aus dieser Untersuchung, ² Wert aus CAMPHUYSEN (2001) (Quelle: BIOLA 2003a).

Taxon	gerundete, unkorrigierte, höchste Bestandszahlen [Ind. im Projektgebiet]	Korrekturfaktor nach CAMPHUYSEN	höchster Korrekturfaktor aus der Literatur	gerundete, nach CAMPHUYSEN korrigierte, höchste Bestandszahlen [Ind. im Projektgebiet]	gerundete, nach höchsten Literaturwerten korrigierte, höchste Bestandszahlen [Ind. im Projektgebiet]
Seetaucher ¹	46	1,6	2,4	74	110
Seetaucher ²	120	-	2,4	-	288
Eissturmvogel ¹	257	1,4	1,3	360	335
Eissturmvogel ²	460	-	1,3	-	598
Basstölpel	93	1,3	1	121	93
Larus-Möwen	734	1,4	1,4	1027	1027
Dreizehenmöwen	383	1,4	1,9	537	728
Seeschwalben ¹	197	1,7	2	334	393
Seeschwalben ²	220	-	2		440
Alkenvögel	1522	1,3	2,1	1978	3196

Aus den Berechnungen ergeben sich somit folgende Bestandabschätzungen für die 200 km² große, durch das Bauvorhaben beeinträchtigte Fläche:

Seetaucher	74 bis 110 Individuen
Eissturmvogel	335 bis 598 Individuen
Basstölpel	93 bis 121 Individuen
Larus-Möwen	1027 Individuen
Dreizehenmöwen	537 bis 728 Individuen
Seeschwalben	334 bis 440 Individuen
Alkenvögel	1978 bis 3196 Individuen

Als besonders stöempfindlich gelten die Seetaucher. Nach Einschätzung des BfN muss daher für diese Arten ein Stör-/Meideabstand von 2000 m statt 500 m zu Grunde gelegt werden. Hiermit würde die Zahl der durch das Bauvorhaben beeinträchtigten Seetaucher deutlich höher liegen als oben angenommen. Gewöhnungseffekte sind jedoch auch bei diesen Arten nicht auszuschließen. So werden häufig auch die sehr hohen Fluchtdistanzen von Seetauchern gegenüber Schiffen beschrieben, BIOLA (2003a) konnten auf der anderen Seite vorüberfliegende Exemplare in einem Abstand von nur 100 m vom Schiff beobachten. Außerdem gibt es Beobachtungen von Seetaucher auch im Windschatten von Leuchttürmen, an intensiv bebauten Seeufern (z. B. Bodensee) oder in Hafenbecken (z. B. Helgoland).

Gesamtbetrachtung

In der Rastvogelgemeinschaft des Untersuchungsraumes (Untersuchungs- und Referenzgebiet) sind in den nachgewiesenen 65 Arten zwar alle regelmäßigen Hochseevögel, die in der südlichen Nordsee zu erwarten sind, vertreten, jedoch liegen die Dichten der meisten Arten mit Ausnahme von Trottellumme/Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe relativ niedrig.

6.6.2.3 Ergebnisse und Literaturvergleich– Zugvögel

Zugvogelartenspektren und Anzahlen/Dominanzen

Da im Rahmen der hier betrachteten Untersuchungen Aussagen über das Zug- und Flugverhalten getroffen werden sollen, wurde im Verlauf der nachfolgenden Ergebnisdarstellung ein aktives und möglichst unbeeinflusstes Flugverhalten als Auswahlkriterium gewählt. Schwimmende Tiere oder Schiffsfolger werden aus diesem Grund nicht weiter berücksichtigt. Des Weiteren wurden die realen Beobachtungszahlen (Individuensummen, Vogelrufe und Radarsignale) auf den gleichen Beobachtungsaufwand (1 Std.) korrigiert (zeitnormiert). Dargestellt sind also hochgerechnete Werte unter Berücksichtigung der Beobachtungsdauer. Zur Verdeutlichung werden daher alle Beobachtungszahlen als Dezimalzahlen mit einer Kommastelle angegeben.

Der Vogelzug bzw. die Vogelbewegungen wurden ganzjährig untersucht, wobei die Schwerpunkte der Untersuchungen im Jahr 2002 in den Monaten März bis Mai und September und November lagen. Die Angaben zu den Monaten Dezember, Januar und Februar sowie Juni, Juli, August und Oktober mit vergleichsweise geringer Beobachtungsintensität können nur als Annäherung verstanden werden. Im Rahmen der anschließenden Ergebnisdarstellung werden Schwerpunkte auf die beiden Zugphasen des Heimzuges 2002 und des Wegzuges 2002 gelegt.

Ergebnisse der Sichtbeobachtungen in der Hellphase: Im gesamten Untersuchungszeitraum konnten bei den Sichtbeobachtungen in der Hellphase rund 14.141 Individuen aus 88 Arten und 17 Sammelgruppen beobachtet werden (nur fliegende Tiere, ohne Schiffsfolger, zeitnormierte Werte, Gesamtliste s. BIOLA 2003a).

Etwa 76,5% dieser Individuen wurden in der Zeit des Heim- oder Wegzuges gezählt. Das Tagezug- und Fluggeschehen wird insgesamt von Möwen (55,1%), Seevögeln (20,6%), Singvögeln (10,2%) und Seeschwalben (8,4%) geprägt. Heim- und Wegzug unterscheiden sich hinsichtlich der Arten- und Individuenzahlen nur geringfügig (s. Abb. 41). Dominant sind in beiden Zugperioden Möwen, insbesondere Dreizehen-, Silber und Heringsmöwe, auf dem Wegzug zusätzlich auch Mantelmöwe. Am zweithäufigsten sind in beiden Perioden die Seevögel Eissturmvogel und Basstölpel. Singvögel haben auf dem Heimzug einen Anteil von 16,5% (insbesondere Wacholderdrossel und unbestimmte Drosseln), auf dem Wegzug von 8,4% (häufigste Art ist der Wiesenpieper). Seeschwalben erreichen in beiden Perioden einen Anteil von 10 bis 12% (s. Abb. 41).

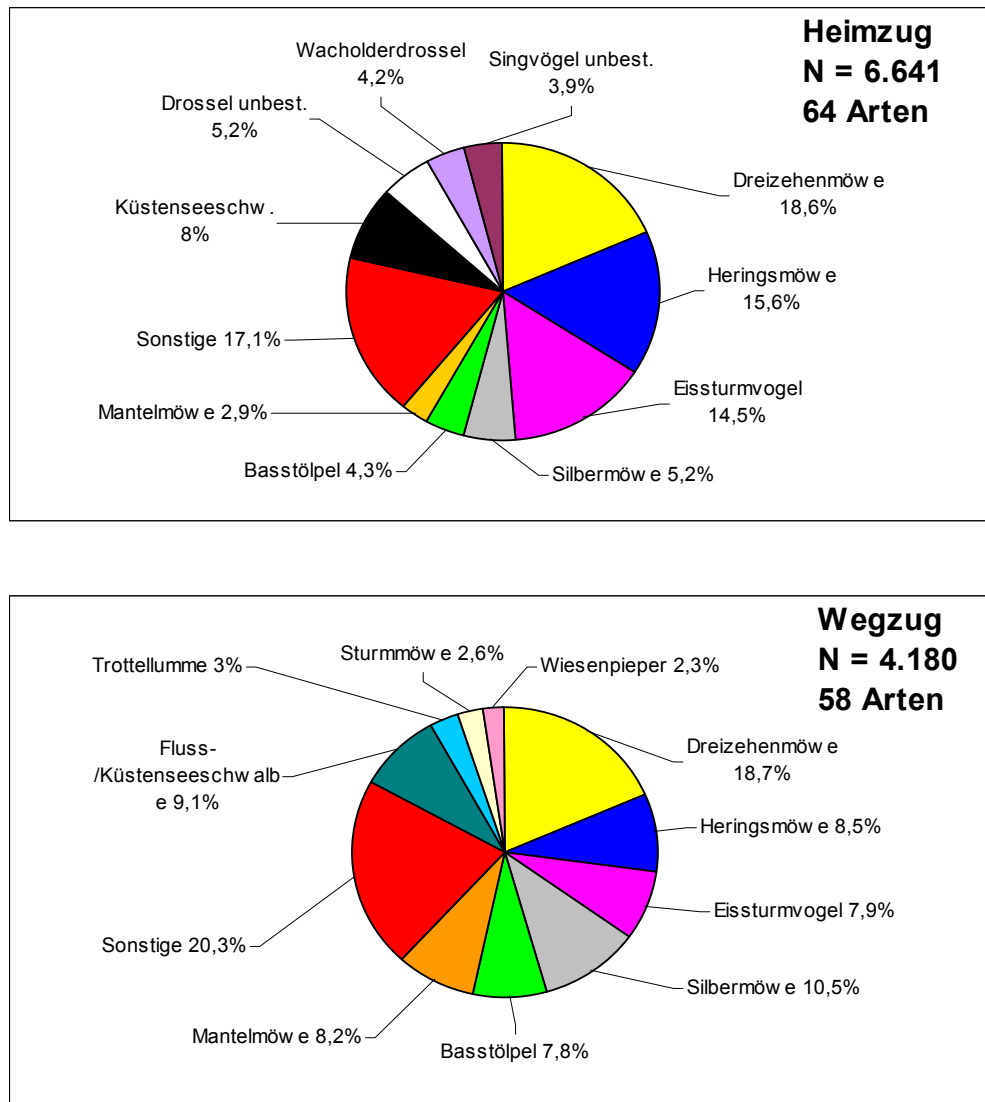


Abb. 41: Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Sichtbeobachtungen in der Hellphase beobachteten Individuen auf Arten/-taxa.

Zum Vergleich werden im Folgenden die Ergebnisse der Vogelzugforschung auf Helgoland angeführt. Auf Helgoland konnten bis zum Jahr 2000 insgesamt 413 Vogelarten nachgewiesen werden (DIERSCHKE et al. 2001). Nach DIERSCHKE et al. (1991-2001) werden hier jährlich etwa 226-257 Arten beobachtet. Einen guten Eindruck vom Zuggeschehen auf Helgoland vermitteln die Beringungszahlen der Inselstation (vgl. BIOLA 2003a: Tab. 27). Die Beringungszahlen liegen natürlich deutlich unter den Zahlen tatsächlich ziehender Vögel auf Helgoland. Einen Anhaltspunkt gibt der Vergleich zwischen beobachteten und gefangenen Individuen (CLEMENS 1978a). Am 2.4.1978, einem Tag sehr starken Durchzugsgeschehens, konnten 5696 Vögel beobachtet werden, während am gleichen Tag 326 Individuen gefangen wurden. Dies entspricht einem Anteil von ca. 5,7%.

Die am gleichen Tag durchgeführten Radarbeobachtungen lassen zwar zusätzlich Aussagen über Zugrichtungen und den zeitlichen Verlauf zu, ermöglichen eine Bestimmung der Individuensummen und Artzugehörigkeiten in der Regel jedoch nicht. So können die Ereignisse starker Zugnächte nicht adäquat quantifiziert werden. DROST (1960) gibt als Maximum eine Zahl von mindestens

einer Millionen Stare in einer Zugnacht (24./25.10.1927) an. Quantitativ ist auch der Durchzug von Anatiden (Enten) und Laro-Limicolen (Möwen und Watvögel) relevant (z. B. CLEMENS 1976, DIERSCHKE 1994, 1997, KUSCHERT & WITT 1985, PRÜTER 1982, 1983). Neuere Beobachtungen des Tageszuges auf Helgoland weisen noch höhere Zahlen der häufigsten Zugvogelarten auf (s. Tab. 37).

Tab. 37: Übersicht über die bei Helgoland nach DIERSCHKE et al. (1999, 2000, 2001) am häufigsten beobachteten Zugvogelarten [angegeben sind die Zugintensitäten in maximalen Monatssummen ab 500 Individuen in den Jahren 1998-2000; die mit einem Stern gekennzeichneten Werte entsprechen Tagesmaxima] (Quelle: BIOLA 2003a).

Art	Summe	Zeitraum
Sterntaucher	498	März
Basstölpel	2280	Juli
Kormoran	1443	Oktober
Kurzschnabelgans	3929	Oktober
Gaugans	2019	Oktober
Nonnengans	2436	Oktober
Ringelgans	6952	Mai
Pfeifente	2538	September
Eiderente	2430	Oktober
Trauerente	5521	April
Goldregenpfeifer	565	August
Pfuhschnepfe	600	Juli
Großer Brachvogel	1325	April
Lachmöwe	4751	März
Zwergmöwe	2215*	April
Sturmmöwe	7056	März
Fluss-/Küstenseeschwalbe	14652	August
Mauersegler	496*	August
Feldlerche	6000	Oktober
Rauchschwalbe	888*	September
Wiesenpieper	7500*	August
Heckenbraunelle	507*	März
Singdrossel	15000*	Oktober
Rotdrossel	14000*	Oktober
Buchfink	4200*	Oktober
Star	6850*	November

Wie der Vergleich vorhandener Kenntnisse mit den Ergebnissen dieser Untersuchung zeigt, finden sich sehr deutliche Parallelen der am Zuggeschehen beteiligten Artenspektren. So wurden während des Tagzuggeschehens mit Ausnahme der Nonnengans und der Pfuhschnepfe alle von DIERSCHKE et al. (1999, 2000, 2001) nach Beobachtungen auf Helgoland häufigen Zugvogelarten auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung festgestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Erfassungsmethoden ist ein direkter Vergleich der jeweils ermittelten Abundanzen jedoch problematisch. Zu berücksichtigen sind darüber hinaus die unterschiedlichen Betrachtungszeiträume sowie die topographische Lage (Insellage im Vergleich zur offenen See). Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung als realistische Beschreibung des Tageszug- und Fluggeschehens im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 einschätzen.

Ergebnisse der Erfassung von Flugrufen (Nachtzugverhöre): Bei den Erfassungen von Flugrufen in der Dunkelphase konnten insgesamt 53.094 Rufe von 48 Arten und 6 Sammelgruppen ermittelt werden (Gesamtliste s. BIOLA 2003a). Bestimmt wird das Nachtzuggeschehen im Wesentlichen von Sing- (84,6%) und Watvögeln (12,7%), 2,2% der Individuen entfallen auch auf Möwen. Die Artenspektren und Dominanzverhältnisse zeigen keine Ähnlichkeit zum Tageszuggeschehen. Es dominieren die Singvogelarten Wacholderdrossel (19,1%), Feldlerche (18,3%), Rotdrossel (16,8%), Singdrossel (13,2%) und Amsel (7,5%). Von diesen Arten war nur die Wacholderdrossel auch im Tageszug häufiger.

Zwischen Heim- und Wegzug ergeben sich quantitativ kaum Unterschiede (s. Abb. 42). Auf dem Heimzug wurden aber mehr Arten registriert. In beiden Zugphasen dominieren die Singvögel das durch die Nachtzugverhöre ermittelte Zuggeschehen, wobei während des Wegzuges 2002 nahezu 100 % der erfassten Rufe auf diese Artengruppe entfallen. Dominante Arten waren - mit jeweils unterschiedlichen Dominanzanteilen in den betrachteten Zeiträumen - Wacholderdrossel, Singdrossel, Rotdrossel und Amsel. Auffällig ist - im Gegensatz zum völligen Fehlen während des Heimzuges - das eudominante Auftreten der Feldlerche während des Wegzuges 2002 (37,1 %). Die Gruppe der Watvögel, die während des Heimzuges mit 25 % der erfassten Rufe vertreten ist, tritt dagegen während des Herbstzuges kaum in Erscheinung. Während des Heimzuges entfallen 4,4 % der registrierten Vogelrufe auf die Möwen (s. Abb. 42).

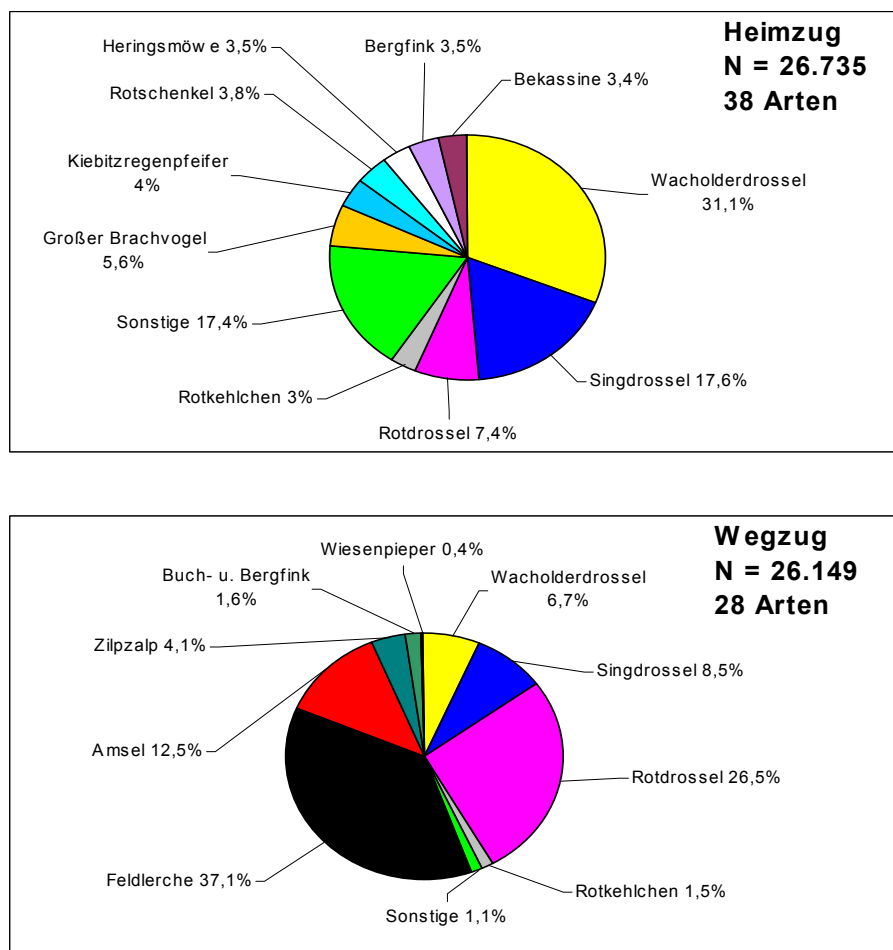


Abb. 42: Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Flugrufen in der Dunkelphase nachgewiesenen Individuen auf Arten/-taxa.

Zum Vergleich werden hier das Artenspektrum und die Dominanzen des nächtlichen Vogelzuges nach DIERSCHKE (1989) herangezogen. DIERSCHKE (1989) führte automatisch-akustische Erfassungen vom 17.7. bis 1.10.1987 auf Helgoland durch (s. Tab. 38). Die Einflussfaktoren Rufmotivation, Witterung, artspezifische Ruflautstärke, Flughöhe, horizontale Entfernung sowie methodische Aspekte (z. B. Änderungen der Empfindlichkeitsstufe des Gerätes zwischen Nächten) verhindern das Erlangen verlässlicher qualitativer oder quantitativer Daten. So fehlen z. B. die im selben Zeitraum nachts ziehenden - und im Fanggarten der Station zahlreich gefangenen - Grasmücken vollständig (DIERSCHKE 1989).

Tab. 38: Nächtlicher automatisch-akustisch erfasster Vogelzug auf Helgoland 17.7.-1.10.1987 mit Angabe der Häufigkeit (Vogelpunkte als Summe skalierten Werte) und der entsprechenden Dominanz >1% (entwickelt aus DIERSCHKE 1989, Tab. 1 & 2) (Quelle: BIOLA 2003a).

Art	Häufigkeit	Dominanz (%)
Alpenstrandläufer	620	15,2
Rotschenkel	589	14,4
Bekassine	420	10,3
Sandregenpfeifer	379	9,3
Flussuferläufer	378	9,3
Sichelstrandläufer	367	9,0
Knutt	366	9,0
Goldregenpfeifer	306	7,5
Fluss-/Küstenseeschwalbe	288	5,7
Steinwälzer	202	4,9
Lachmöwe	172	3,4
Grünschenkel	129	3,2
Baumpieper	121	2,4
unbestimmt	115	2,3
Austernfischer	84	2,1
Singdrossel	79	1,6
Graugans	63	1,2
Großer Brachvogel	62	1,5
Brandseeschwalbe	55	1,1

Wie der Vergleich vorhandener Kenntnisse mit den Ergebnissen dieser Untersuchung zeigt, finden sich deutliche Abweichungen der Artenspektren sowie der Dominanzen. So sind die Singvögel in dem von DIERSCHKE (1989) ermittelten Artenspektrum im Vergleich zu den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung völlig unterrepräsentiert. Als ausschlaggebend hierfür werden neben methodenbedingten Abweichungen die unterschiedliche zeitliche Verteilung der Untersuchungsphasen sowie die topographische Lage (Insellage im Vergleich zur offenen See) angesehen. Zusammenfassend lassen sich die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung als realistische Beschreibung des (mit dieser Methode darstellbaren) nächtlichen Zug- und Fluggeschehens im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 einschätzen, wobei sich das Artenspektrum im Wesentlichen aus Singvögeln und Limikolen zusammensetzt.

Methodenbedingt spiegeln die Ergebnisse jedoch nur einen nicht genau quantifizierbaren Ausschnitt des nächtlichen Zuggeschehens wider. Rufmotivation, Ruflautstärke, horizontale und vertikale Distanz, Störgeräusche und Witterungseinflüsse sind ebenso entscheidende Limitierungen wie

die Frage, ob die Arten während des Zuges überhaupt rufen. Daher wurden für die Einschätzung des nächtlichen Vogelzuges zusätzlich Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase durchgeführt.

Ergebnisse der Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase: Während der Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase wurden insgesamt 264.552 Individuen in ca. 40 Arten und 7 Sammelgruppen beobachtet (Gesamtliste s. BIOLA 2003a). Dabei entfallen allerdings ca. 98% dieser Individuen auf einen Zugnacht im April (18.04.2002 zwischen 0:00 und 4:00 Uhr). In dieser Zeit kam es zu einem massiven Durchzug vor allem von Singvögeln (insbesondere Drossel- und Finkenarten) sowie in geringerer Intensität von Limikolenarten. Über den angegebenen Zeitraum lag deren geschätzte Frequenz - genaue Zählungen sind bei solchen Ereignissen nicht mehr möglich - zwischen 1.000 und 1.200 Individuen pro Minute. Hieraus wurde eine Gesamtzahl von rund 259.690 Individuen hochgerechnet, wobei berücksichtigt werden muss, dass es möglicherweise aufgrund der während dieser Zugnacht vorherrschenden Witterungsverhältnisse (Nieselregen und Nebel) zu Anlockeffekten und Irritationen der Tiere (z. B. Schiffsumkreisungen) durch die Schiffsbeleuchtung gekommen sein könnte.

Die Ergebnisse dieses Beobachtungstages bestimmen im Wesentlichen die Zusammensetzung des Heimzuges. Den größten Anteil der durchziehenden Vögel machen die Drosseln aus. Auf dem Wegzug sind Wiesenpieper, Rotkehlchen, Feldlerche und Großmöwen, auf dem Heimzug Buch- und Bergfink stärker vertreten (s. Abb. 43).

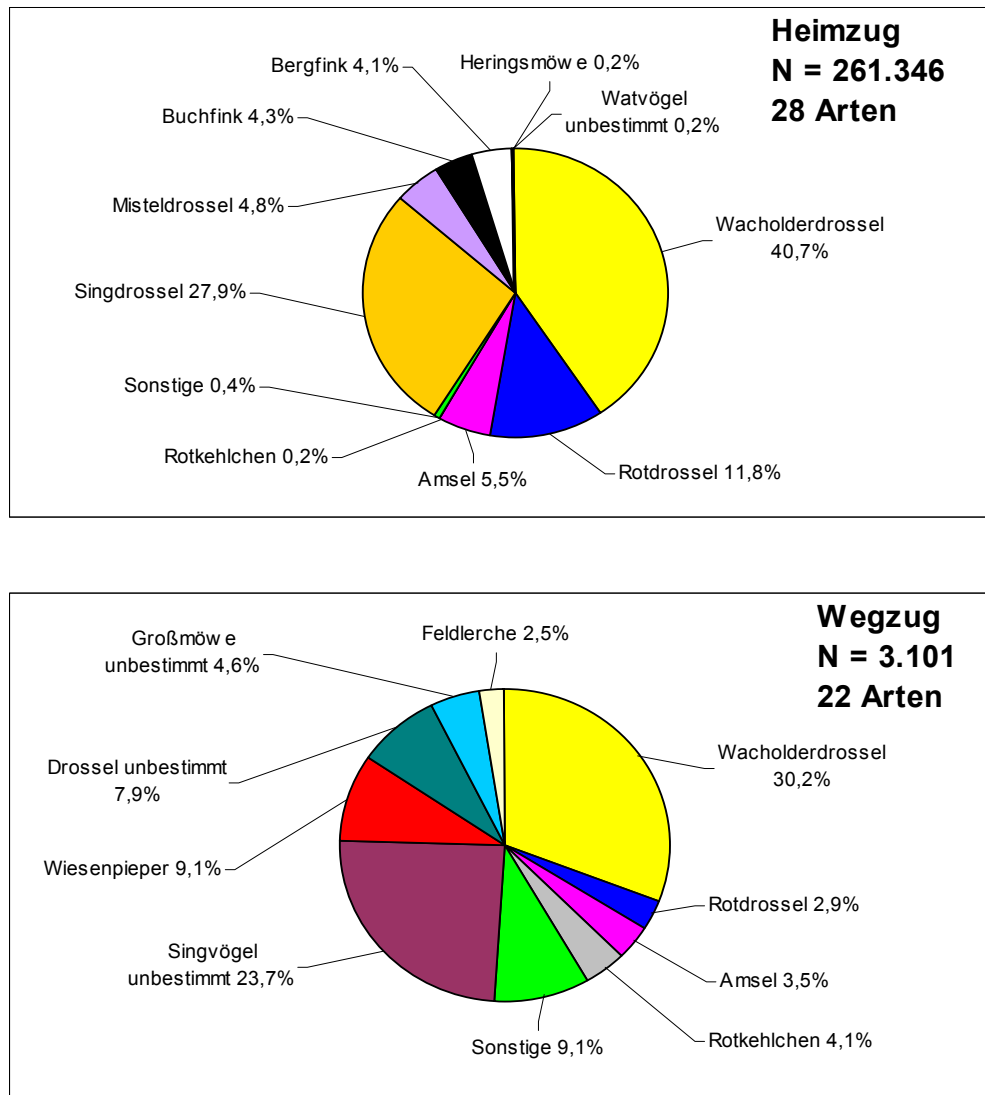


Abb. 43: Verteilung der im Untersuchungsgebiet während des Heim- und Wegzuges nach Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase beobachteten Individuen auf Arten/-taxa.

Für die Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase liegen keine Ergebnisse von Untersuchungen vor, die mit vergleichbarer Methodik durchgeführten wurden.

Schlussbetrachtung: In Tab. 39 werden die mit den drei unterschiedlichen Methoden erzielten Ergebnisse vergleichend gegenüber gestellt. Das Tageszug- bzw. Fluggeschehen im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 ist gegenüber den Zug- bzw. Flugaktivitäten während der Dunkelphase durch höhere Artenzahlen gekennzeichnet. Durch die Nachtzugverhöre und die nächtlichen Sichtbeobachtungen konnten 54 bzw. 47 Arten/Sammelgruppen nachgewiesen werden, durch die Kombination beider Methoden erhöht sich die Zahl auf 74 Arten/Sammelgruppen. Diesen stehen 105 während der Hellphase ermittelte Arten/Sammelgruppen gegenüber. Während in der Hellphase Artengruppen dominieren, die das Gebiet sowohl als Rast- als auch als Durchzugsgebiet nutzen (z. B. Möwen, Seevögel, Seetaucher), wird das nächtliche Zug- bzw. Fluggeschehen eindeutig von den eigentlichen Zugvögeln, und zwar von den Singvögeln, bestimmt. Auffällig sind die durch die Sichtbeobachtungen ermittelten großen Unterschiede der Gesamtabundanzen während der Hell- und der Dunkelphase (Faktor 1:18,7), was auf ein starkes Nachtzuggeschehen im Gebiet zurückzuführen ist.

Durch die Kombination der drei unterschiedlichen Methoden kann ein sehr genaues Bild über die Artenzusammensetzung und die Individuenverteilung des im Untersuchungsgebiet stattfindenden Vogelzuges bzw. die Vogelbewegungen gewonnen werden. Die hier angewandten Methoden liefern jeweils einen anderen Ausschnitt des sehr komplexen, großräumig verlaufenden und von vielen verschiedenen Faktoren beeinflussten Zuggeschehens.

Tab. 39: Übersicht über die während des Gesamt-Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) durch Sichtbeobachtungen in der Hellphase, Verhören in der Dunkelphase und Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase ermittelten Artengruppen mit Dominanzanteilen $\geq 1\%$ mit Angabe der zeitnormierten Summen und der jeweiligen Dominanzen (%) sowie der durch die jeweilige Methode ermittelten Gesamtzahlen der Arten (inkl. Sammelgruppen) und der Individuen- bzw. Verhörsummen (Quelle: BIOLA 2003a).

	Sicht (Hellphase)		Verhören (Dunkelphase)		Sicht (Dunkelphase)	
Artengruppe $\geq 1\%$	Individuen	[%]	Vogelrufe	[%]	Individuen	[%]
Möwen	7.793,8	55,1	1.178,0	2,2		
Seevögel	2.912,2	20,6				
Singvögel	1.448,8	10,2	44.939,7	84,6	262.347,0	99,2
Seeschwalben	1.188,8	8,4				
Seetaucher	241,7	1,7				
Watvögel	158,7	1,1	6.760,0	12,7		
Meeresenten	142,6	1,0				
Raubmöwen	140,2	1,0				
Arten (inkl. Sammelgruppen) (gesamt)	105		54		47	
Summe (zeitnormiert) (gesamt)	14.140,5		53.093,7		264.552,3	

Zugintensität/Phänologie

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Zugintensitätsbeobachtungen dargestellt. Eine Gesamttabelle des Jahresganges der durchschnittlichen Zugintensitäten pro Beobachtungstag für alle Methoden findet sich im Fachgutachten (BIOLA 2003a).

Zugintensität im Jahresverlauf nach Sichtbeobachtungen (ganztags) sowie Verhören (Dunkelphase): Wie die Untersuchungen gezeigt haben, treten starke und zum Teil extreme Schwankungen der Zugintensitäten im Verlauf der Tage und Monate des Beobachtungszeitraumes auf. So differieren z. B. die Tageswerte der durchschnittlichen Zugintensitäten pro Stunde in den Monaten April und Oktober 2002 sehr stark. In beiden Zugphasen heben sich ein bis zwei Beobachtungstage durch Spitzenwerte der Zugintensitäten von den übrigen Tagen ab, wodurch der diskontinuierliche Verlauf des Durchzuges während der beiden Zugphasen besonders deutlich wird. Erwartungsgemäß gering ist das Zug- bzw. Fluggeschehen in den Monaten Dezember bis März. Mit Ausnahme des Massenzugereignisses am 18.04.2002 zeigen die mit beiden Methoden ermittelten durchschnittlichen Zugintensitäten keinen parallelen Verlauf. So konnten an Tagen mit erhöhter Rufintensität keine entsprechend hohen Zugintensitäten durch die Sichtbeobachtungen ermittelt werden.

Zugintensität im Jahresverlauf nach Sichtbeobachtungen (ganztags) unter besonderer Berücksichtigung der Möwen: Wie bereits dargelegt, wird insbesondere das Tageszug- bzw. Fluggeschehen zu wesentlichen Anteilen von den ganzjährig im Untersuchungsgebiet anwesenden Möwen bestimmt. Die Möwen nehmen jedoch nicht am eigentlichen Zuggeschehen teil bzw. lässt sich bei ihnen i.d.R. nicht genau zwischen Zugaktivitäten, lokalen Ortswechseln und Nahrungsflügen differenzieren. Daher wurde für den gesamten Bearbeitungszeitraum der nach Sichtbeobachtungen ermittelte Zugintensitätsverlauf für die Möwen sowie für alle Arten ohne Möwen (Vögel/h pro Tag) ausgewertet. Hierbei zeigte sich, dass insbesondere die Zeiträume Mitte März - Mitte April, Juni sowie Mitte November bis Dezember durch hohe Individuenanteile der Möwen gekennzeichnet sind. Sowohl während des Heimzuges 2002 als auch während des Wegzuges 2002 weisen größere Zugereignisse einen geringen oder vernachlässigbaren Anteil an Möwen auf. Im Juni dagegen gehen die ermittelten Zug- bzw. Flugintensitäten ungefähr zu 2/3 auf die im Gebiet anwesenden Möwen zurück.

Zugintensität im Jahresverlauf nach Radaruntersuchungen (ganztags): Zwischen den Ergebnissen aus dem Horizontal- und dem Vertikalradar lassen sich starke Abweichungen bezüglich der erhobenen Datenmengen (Gesamtzahl Horizontalradar: 11.113,8 Signale; Gesamtzahl Vertikalradar: 32.157,4 Signale) sowie der jeweils ermittelten durchschnittlichen Zugintensitäten feststellen. So finden sich die mit einer Methode ermittelten Zugintensitätsmaxima bei der jeweils entsprechenden Methode nicht wieder, wobei natürlich die hohen Ausfallzeiten des Horizontalradars zu berücksichtigen sind. Zwischen den beiden Zugphasen lassen sich geringe Unterschiede in der Ausprägung der Zugintensitäten feststellen. So wurde im Frühjahr 2002 eine Intensität von 100 Signalen/h an fünf Terminen erreicht bzw. überschritten, im Herbst 2002 nur an einem Tag. Bemerkenswert ist, dass das Massenzugereignis des 18.04.2002 von keiner der beiden Radarmethoden in adäquater Weise erfasst wird! Zudem wird von den Tagen mit erhöhter Zugintensität lediglich der 18.04.2002 durch mehr als eine Methode abgebildet.

Die in den Sommermonaten festgestellten höheren Zug- bzw. Flugintensitäten sind mit der Präsenz der Möwen im Gebiet erklärbar (s.o.). Im Gegensatz zu den Methoden Sichtbeobachtung und Verhören ist bei den Radaruntersuchungen eine Filterung des Datenmaterials nicht möglich, so dass auf die Anwesenheit von Möwen zurückgehende, höhere Zugintensitäten mit diesen Methoden erfasst werden.

Zugintensität im Jahresverlauf nach Sichtbeobachtungen und Vertikalradar-Untersuchungen getrennt nach Hell- und Dunkelphase: Bei der überwiegenden Mehrzahl der Beobachtungstage wurden sowohl während der Hell- als auch während der Dunkelphase Intensitäten bis maximal 50 Tiere/h festgestellt (alle Arten außer Möwen berücksichtigt). Wie die Ergebnisse zeigen, unterscheiden sich die Zugintensitätsverläufe der Hell- und Dunkelphasen sehr stark voneinander.

Das Tagzuggeschehen ist insgesamt durch sehr geringe Intensitäten gekennzeichnet, wobei für den Heimzug 2002 gegenüber dem Wegzug 2002 leicht erhöhte Werte zu verzeichnen sind. An drei Tagen des Heimzuges wurde der Wert von 50 Individuen/h fast erreicht bzw. überschritten. Der Maximalwert entfiel mit 129,2 Individuen/h auf die Morgenstunden des 18.04.2002, wobei es sich um das Ausklingen der bereits angesprochenen Massenzugnacht mit Durchzug von Sing- und Watvögeln sowie Enten handelte. Höheres Tagzuggeschehen konnte während des Wegzuges nur am 08.09.2002 beobachtet werden (76,0 Vögel/h). An diesem Tag kam es zu einem verstärkten

Durchzug von Seeschwalben (Fluss-/Küstenseeschwalbe, Küstenseeschwalbe, Brandseeschwalbe) im Untersuchungsgebiet.

Das Nachtzuggeschehen ist in den beiden Zugphasen gegenüber dem Tagzug durch insgesamt höhere Intensitäten gekennzeichnet. Während des Wegzuges kam es in der Dunkelphase des 16.10.2002 zu einem erhöhten Durchzug von Singvögeln (111,8 Individuen/h). Als herausragendes Ereignis ist während des Heimzuges die Zugnacht des 18.04.2002 besonders hervorzuheben, in deren Verlauf eine durchschnittliche Zugintensität von 64.923 Individuen/h ermittelt wurde. Die nach den durchgeführten Sichtbeobachtungen hieran beteiligten Arten sind mit Angabe der Dominanzverhältnisse Tab. 40 zu entnehmen.

Tab. 40: Übersicht über die durch Sichtbeobachtungen (Dunkelphase) während der Massenzugnacht des 18.04.2002 ermittelten Artenspektren (inkl. Sammelgruppen) fliegend beobachteter Tiere mit Angabe der zeitnormierten Individuensummen sowie der jeweiligen Dominanzen (%) (Quelle: BIOLA 2003a).

Artname	Individuen	[%]
Wacholderdrossel	106.200,0	40,9
Singdrossel	72.800,0	28,0
Rotdrossel	30.840,0	11,9
Amsel	14.320,0	5,5
Misteldrossel	12.590,0	4,8
Buchfink	11.260,0	4,3
Bergfink	10.570,0	4,1
Rotkehlchen	400,0	0,2
Watvögel unbestimmt	400,0	0,2
Star	210,0	0,1
Bekassine	100,0	0,0
Arten (inkl. Sammelgruppen)	11	
Individuensumme (zeitnormiert)	259.690,0	

Die durch die Sichtbeobachtungen ermittelten Tage bzw. Nächte mit erhöhtem Zuggeschehen (18.04., 16.10.2002) werden durch die Vertikalradar-Untersuchungen nicht abgebildet. An diesen Zugtagen wurden nach Radarbeobachtungen nur Werte zwischen 24,0 und maximal 58,3 Signalen/h festgestellt. Bei der überwiegenden Mehrzahl der Beobachtungstage wurden sowohl während der Hell- als auch während der Dunkelphase Intensitäten bis maximal 100 Signale/h ermittelt. Insgesamt lässt sich - nicht nur bezogen auf die Zugintensitätsmaxima - ein deutliches Übergewicht des Nachtzuggeschehens feststellen. Weiterhin ist erkennbar, dass die während des Wegzuges 2002 ermittelten Zugintensitäten etwas schwächer ausgebildet sind als die des Heimzuges 2002. Leicht erhöhtes Nachtzuggeschehen mit durchschnittlichen Intensitäten zwischen 100 und 200 Signalen/h wurde während des Heimzuges am 31.03., 08.05. und 09.05.2002 sowie während des Wegzuges am 19.09., 21.09., 27.09. und 15.10.2002 beobachtet. Starker Zug mit Intensitäten zwischen 250 - 400 Signalen/h wurde während des Heimzuges an zwei Terminen festgestellt (10.05.2002 und 29.05.2002).

Höhere Intensitäten in der Hellphase wurden während des Heimzuges am 10.05. (214,0 Signale/h) und während des Wegzuges am 20.9.2002 (130,0 Signale/h) beobachtet. Die in den Sommermonaten registrierten, höheren Zugintensitäten sind möglicherweise auf die Präsenz der Möwen im Untersuchungsgebiet zurückzuführen.

Zugintensität pro Tagesstunde nach Sichtbeobachtungen und Vertikalradar-Beobachtungen für den Heimzug 2002 und den Wegzug 2002: Aus den Untersuchungen wird deutlich, dass das Hauptzuggeschehen nachts stattfindet und gegenüber dem Tagzuggeschehen durch wesentlich höhere Intensitäten gekennzeichnet ist. Die Ergebnisse des Heimzuges werden wiederum stark durch das Massenzugereignis des 18.04.2002 beeinflusst. Die Überschneidungen in den Zuordnungen der Tagesstunden zur Hell- und Dunkelphase während des Wegzuges 2002 sind auf den langen Beobachtungszeitraum (Mitte Juli bis Ende November) mit den entsprechend unterschiedlichen Hell-Dunkelphasenwechseln zurückzuführen.

Auch mit den durchgeführten Vertikalradar-Untersuchungen werden die höhere Intensitäten des Nachtzuggeschehens gegenüber dem Tagzuggeschehen während der beiden Zugphasen bestätigt. Zu berücksichtigen ist wiederum, dass eine Filterung des Datenmaterials nicht möglich ist, so dass auf die Anwesenheit von Möwen zurückgehende, höhere Zugintensitäten mit dieser Methode erfasst werden.

Vorhandene Daten (Literaturauswertung): Die Deutsche Bucht wird von einer Vielzahl von Vogelarten auf dem Zug überflogen (z. B. KRÜGER 2001, EXO et al. 2002). Dieser Zug ist jedoch nur ein kleiner Ausschnitt aus einem sehr großflächig über Nordeuropa verlaufendem Zuggeschehen (BERTHOLD 2000, GATTER 2000).

Einen Gesamtüberblick über das quantitative Vogelzuggeschehen der einzelnen Monate liefern die Beringungszahlen der Vogelwarte Helgoland (s. Tab. 41). So treten die Monate (jeweils ansteigend) März, April, Mai und September, Oktober als Zugmonate hervor.

Die summarische Intensität des Zuggeschehens ändert sich auch im Tagesverlauf. Besonders die frühen Nachtstunden zeichnen sich durch höchste Zugintensitäten aus. Für vorwiegend tagaktive und tagsüber ziehende Vögel fanden KRÜGER & GARTHE (2001b), dass die Zugintensität allgemein in den frühen Morgenstunden am stärksten war mit einem Gipfel gleich nach Sonnenaufgang: bei Weißwangengans, Brandgans, Eider- und Trauerente sowie Mittelsäger wurde der Tagesmedian bereits 1,75-2h nach Sonnenaufgang erreicht; ähnliche Muster zeigten Brand-, Fluss- und Küstenseeschwalben sowie weniger deutlich Sterntaucher. Die Autoren vermuten, dass der Zug bereits vor Sonnenaufgang eingesetzt hatte. Der mittlere tageszeitliche Intensitätsverlauf weist jedoch saisonale Schwankungen auf.

Tab. 41: Fang- bzw. Beringungszahlen der Vogelwarte Helgoland (1953-1972) mit Prozentangaben für die einzelnen Monate der Fangzeiträume 1953-1963 (VAUK 1965) und 1953-1972 (THOMSEN & VAUK 1974) (Quelle: BIOLA 2003a).

Monate	Anzahl	1953-1963 (%)	1953-1972 (%)
Januar	1.071	1,41	1,08
Februar	762	1,00	0,76
März	6.538	8,60	7,58
April	9.950	13,08	12,44
Mai	11.436	15,04	14,59
Juni	3.851	5,06	4,67
Juli	1.419	1,87	1,94
August	4.563	6,00	8,07
September	15.185	19,97	20,99
Oktober	16.722	21,99	22,29
November	3.739	4,92	4,50
Dezember	817	1,07	1,09
Summe	76.053	100	100

Typisch für den als Breitfrontzug über der Nordsee verlaufenden Vogelzug sind Massenzugereignisse. Nach Angaben dänischer Ornithologen ist durchschnittlich mit 10 - 20 solcher Ereignisse im Jahr zu rechnen. Als Vergleich für die hierbei auftretenden Zugintensitäten können die Ergebnisse der von MÜLLER (1981) auf der 75 km NW Helgolands gelegenen Forschungsplattform „Nordsee“ durchgeführten Beobachtungen herangezogen werden. Er ermittelte in der Nacht vom 13./14.10.1979 in der Zeit von 20:00 bis 03:00 anhand Rufabschätzung und Sichtbeobachtungen mindestens ca. 40.000 Exemplare, was einer durchschnittlichen Anzahl von ca. 5.174 Vögeln/h entspricht. Unter Berücksichtigung des auch außerhalb des sichtbaren Bereiches der Plattform verlaufenden Zuggeschehens schätzte MÜLLER, dass ca. 120.000 Individuen (= 17.143 Vögel/h) die Forschungsplattform in jener Nacht passierte. Der Vogelzug findet jedoch nicht in allen Nächten der Hauptzugzeiten kontinuierlich statt, sondern konzentriert sich vielmehr auf Nächte mit günstigen Zugbedingungen. So stellte DIERSCHKE (1989) im Herbst 1987 mehr als die Hälfte des nächtlich hörbaren Vogelzuges in nur fünf Nächten fest.

Gesamtbetrachtung: Mit den hier angewandten Methoden werden jeweils unterschiedliche Ausschnitte des nicht exakt quantifizierbaren Gesamtzuggeschehens abgebildet. Die ermittelten Ergebnisse entsprechen dabei weitgehend den bisherigen Erkenntnissen über den Vogelzug in der Deutschen Bucht. Zusammenfassend kann bestätigt werden, dass das Hauptzuggeschehen in der Dunkelphase während der bekannten Zugmonate stattfindet. Der Verlauf der Zugintensitäten ist diskontinuierlich und von einem breiten Faktorenspektrum abhängig (u. a. Artzugehörigkeit, Großwetterlage, Witterung, Windrichtung und -stärke). Sowohl zwischen aufeinander folgenden Tagen als auch aufeinander folgenden Stunden können extreme Unterschiede bestehen. Der Zugverlauf und die Zugintensität sind zwischen den Hell- und Dunkelphasen in der Regel sehr unterschiedlich und von einem deutlichen Übergewicht der Zugstärke während der Dunkelphase gekennzeichnet. Das im Untersuchungsgebiet festgestellte Nachtzuggeschehen lässt sich insgesamt durch mittlere bis hohe Intensitäten mit Auftreten von Massenzugereignissen kennzeichnen. Gegenüber dem Nachtzuggeschehen verläuft das Tagzuggeschehen in deutlich geringeren Intensitäten.

Zugrichtungen

Zugrichtungsverteilung während des Heimzuges 2002: Die Zugrichtungsverteilung nach Sichtbeobachtungen (ganztags) während des Heimzuges 2002 zeigte einen deutlich nord-/nordost-gerichteten Zug. Die Zugrichtungen wurden ohne die Möwen berechnet, da diese am eigentlichen Zuggeschehen nicht teilnehmen. Betrachtet man dagegen den Tages- und den Nachtzug getrennt, ergeben sich deutliche Unterschiede. Während das Tagzuggeschehen - neben anderen Richtungsverteilungen - hauptsächlich die Hauptzugrichtungen NO und N aufweist, konzentriert sich das Zuggeschehen in der Dunkelphase zu 62,5 % auf die Hauptzugrichtung Nord. Berücksichtigt man bei der Untersuchung des Tages- und des Nachtzuges nur die eigentlichen Zugvögel, so bleiben die Hauptzugrichtungen NO und N in der Hellphase und die Hauptzugrichtung Nord in der Dunkelphase erhalten. Das Zuggeschehen verläuft insgesamt jedoch stärker gerichtet, wobei die Unterschiede in der Hellphase am augenfälligsten sind.

Nach den Horizontalradar-Beobachtungen während des Heimzuges 2002 wird eine den Sichtbeobachtungen ähnliche, ebenfalls dem Erwartungswert (N-NO) entsprechende Zugrichtungsverteilung festgestellt. Diese Verteilung findet sich sowohl in der Hell- als auch in der Dunkelphase, wobei in der Dunkelphase diese Zugrichtung noch klarer hervortritt.

Zugrichtungsverteilung während des Wegzuges 2002: Die Zugrichtungsverteilung nach Sichtbeobachtungen (ganztags) während des Wegzuges im Jahr 2002 zeigt die Hauptzugrichtungen S und SW. Die Zugrichtungen wurden ohne die - am eigentlichen Zuggeschehen nicht teilnehmenden Möwen - berechnet, da andernfalls die Richtungsverteilung des tatsächlichen Zuggeschehens durch lokale Flugbewegungen überlagert werden würde. Betrachtet man - wie schon beim Heimzug - das Tages- und Nachtzuggeschehen getrennt, ergeben sich deutliche Unterschiede. Während das Tagzuggeschehen - neben anderen Richtungsverteilungen - in die weniger ausgeprägten Hauptzugrichtungen S und SW verläuft, ist in der Dunkelphase eine wesentlich stärkere Konzentration des Zuggeschehens in diese Hauptzugrichtungen festzustellen.

Im Rahmen der Horizontalradar-Untersuchungen während des Wegzuges 2002 konnten keine Zug- bzw. Flugbewegungen festgestellt werden. Insgesamt wurden während des Wegzuges 2002 398,1 Stunden Horizontalradar-Untersuchungen durchgeführt, wobei es in 88,9 % der Untersuchungszeit aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen und der damit verbunden Wellenbewegungen zu Störungen des Radarbildes durch Interferenzen kam. Hierdurch liegen ab Mitte Juli 2002 keine auswertbaren Beobachtungen mehr vor.

Zugrichtungsverteilung im Verlauf der Beobachtungsmonate: Die monatliche prozentuale Zugrichtungsverteilung nach Sichtbeobachtungen ganztags sowie in der Hell- und Dunkelphase ist dem Fachgutachten (BIOLA 2003a) zu entnehmen. Die Hauptzugmonate (März bis Mai sowie September bis November) bilden sich deutlich ab. Darüber hinaus ist zu erkennen, dass das Hauptzuggeschehen während der Dunkelphase stärker gerichtet verläuft als in der Hellphase. Der Anteil der Zugbeobachtungen in der Dunkelphase, denen mit der Methode Sichtbeobachtung eine Bewegungsrichtung zugeordnet werden konnte, ist methodenbedingt gering. Denkbar ist auch eine kleinräumige Zugrichtungsänderung der Vögel bei schlechter Sicht im Bereich des beleuchteten Schiffes.

Einen Überblick über die relative Zugrichtungsverteilung nach Horizontalradar-Beobachtungen der einzelnen auswertbaren Beobachtungsmonate, getrennt nach „ganztags“ sowie nach „Hell- und Dunkelphase“ gibt Tab. 45 im Fachgutachten (BIOLA 2003a). Die nach den Ergebnissen der Horizontalradar-Untersuchungen ermittelten Hauptzugmonate März bis April 2002 repräsentieren lediglich die Heimzugphase, da witterungsbedingt ab Mitte Juli 2002 keine auswertbaren Beobachtungen vorliegen. Die Zugrichtungsverteilungen in der Hell- und Dunkelphase des Heimzuges 2002 unterscheiden sich teilweise voneinander. Der nächtliche Zug vollzieht sich leicht stärker gerichtet als der der Hellphase, wobei der etwas geringe Datenumfang während der Dunkelphase zu beachten ist. Insgesamt streuen die Zugrichtungswerte jedoch recht stark. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass weder Möwen noch Schiffsfolger aus den Beobachtungsdaten herausfilterbar sind und diese somit die Ergebnisse der Zugrichtungsverteilung beeinflussen können.

Zugrichtungsverteilung pro Tagesstunde nach Sichtbeobachtungen während des Heimzuges: Im Fachgutachten (BIOLA 2003a) werden die Zug-/Flugrichtungsverteilung pro Tagesstunde nach Sichtbeobachtungen während des Heimzuges 2002 dargestellt, wobei zwischen Hell- und Dunkelphase differenziert wurde. Die Darstellung erfolgt getrennt für „alle Arten ohne Möwen“ sowie nur „Möwen“. Es bilden sich keine tageszeitlichen Pendelbewegungen ab. Dies trifft auch auf den Wegzug zu.

Flug-/Zugrichtungsverteilung pro Tagesstunde nach Sichtbeobachtungen während der Brutzeit: Auf Grund der großen Distanzen (rd. 90 km zur Küste und rd. 110 km bis Helgoland) ist eine Nutzung des Untersuchungsgebietes Sandbank 24 als Nahrungsraum durch Brutvögel der schleswig-holsteinischen Küste oder Helgolands nicht sehr wahrscheinlich. Trotzdem wurde eine Prüfung der Flugrichtungsverteilungen auf potentielle Pendelflüge zwischen Brutorten und Nahrungsgebieten durchgeführt. Für die Brutzeit (15.04.2002 bis 30.06.2002) wurden daher die Flugrichtungsverteilungen pro Tagesstunde der Arten Basstölpel, Eissturmvogel, Tordalk, Trottellumme, Flusseeschwalbe, Küstenseeschwalbe, Brandseeschwalbe, Dreizehenmöwe und Heringsmöwe untersucht, um mögliche Pendelbewegungen nachzuweisen.

Folgende Arten traten im Untersuchungsgebiet mit so geringen Individuenzahlen gerichtet fliegender Tiere auf, dass Pendelbewegungen nicht nachweisbar wären bzw. das Untersuchungsgebiet für die Brutpopulation als Nahrungsraum nicht relevant ist:

- Tordalk: 2,0 Individuen
- Trottellumme: 52,1 Individuen
- Flusseeschwalbe: 3,0 Individuen
- Brandseeschwalbe: 26,0 Individuen

Insgesamt konnten rund 200 gerichtet fliegende Individuen des Basstölpels beobachtet werden, diese zeigen jedoch keinerlei tageszeitliche Pendelbewegungen.

Für die Arten Dreizehenmöwe ($n = 1.733,2$), Eissturmvogel ($n = 920,7$), Heringsmöwe ($n = 1.008,8$) und Küstenseeschwalbe ($n = 515,0$) werden die Flug-/Zugrichtungsverteilungen pro Tagesstunde im Fachgutachten (BIOLA 2003a) dargestellt. Doch auch bei diesen Arten, für die wesentlich höhere Beobachtungszahlen als bei den vorgenannten vorliegen, lassen sich keine Pendel-

bewegungen feststellen. Somit kann kein Bezug zu einer Brutpopulation bzw. einem Brutort nachgewiesen werden.

Zugrichtungsverteilung im Tagesgang: Nachfolgend wird ein Tagesgang der Zugrichtungsverteilung nach Sichtbeobachtungen besprochen. Hierfür wurde als Beispiel aus der Wegzugphase 2002 der 08.11.2002 ausgewählt. Im Verlauf der Hellphase sind nur wenige Zugbeobachtungen mit relativ weit gestreuten Zug- bzw. Flugrichtungen festzustellen. Dagegen setzt ca. 3 Stunden nach Sonnenuntergang in der Dunkelphase ein stark gerichtetes Zuggeschehen ein, das in den Nachtstunden bis Mitternacht anhält und danach abbricht.

Nachfolgend wird beispielhaft ein Tagesgang der Zugrichtungsverteilung nach Horizontalradar-Untersuchungen in der Heimzugphase 2002 (30.03.2002 19:00 Uhr bis 31.03.2002 19:00 Uhr) vorgestellt. Es zeigt sich ein wenig richtungskonzentriertes Fluggeschehen, mit höheren Aktivitäten in den frühen Morgenstunden und geringeren in den Nachmittagsstunden. Die typische Richtungskonzentration in den Nachtstunden ist in diesem Beispiel nicht feststellbar. Insgesamt streuen die Zugrichtungen in den Radarbeobachtungen stärker als bei den Sichtbeobachtungen, was nicht zuletzt auch auf die hier nicht herausfilterbaren Schiffsfolger zurückzuführen ist.

Zugrichtungsverteilung des Massenzugereignisses am 18.04.2002: Herausragend in der Zugintensität war die Zugnacht (vier Stunden) des 18.04.2002. Diese ist das einzige im Rahmen der Sichtbeobachtungen festgestellte Massenzugereignis. Weder bei den Sichtbeobachtungen noch bei den vor Ort durchgeführten Radarbeobachtungen oder den aufgezeichneten Radarbildern lassen sich jedoch auch nur annähernd quantitative Zugrichtungsangaben zu diesem Ereignis machen.

Vorhandene Daten (Literaturauswertung): Der Frühjahrszug über der Deutschen Bucht wird von JELLMANN (1977) vier unterschiedlichen Zugrouten zugerechnet. Der „Zug nach Nordosten über die südliche Nordsee“ hat nach dieser Untersuchung den Hauptanteil des Frühjahrszuggeschehens (s.a. JELLMANN & VAUK 1978). Die Zugroute verläuft von den westfriesischen Inseln und dem Emsmündungsgebiet über Helgoland nach Nordfriesland (vgl. Abb. 44). Diese Breitfront-Zugroute wird auch in den Untersuchungen von LACK (1960, 1963), EASTWOOD & RIDER (1965) sowie RABOL et al. (1971) beschrieben. CLEMENS (1988) untersuchte den Zug im Nahbereich Helgolands (18,5 km) genauer und konnte ebenso nordost-gerichteten, jedoch auch - im ersten Untersuchungszeitraum - ostnordost-gerichteten Zug feststellen. Als Einflussfaktoren diskutiert er Witterungseinflüsse, methodenbedingte Artauswahl aus dem Gesamtzuggeschehen sowie phänologische Gründe (andere Arten zu anderen Zeiten, Durchzug unterschiedlicher Brutgebietspopulationen).

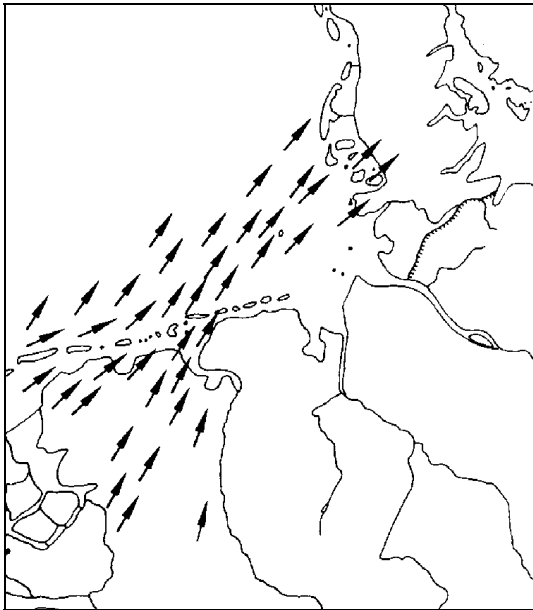


Abb. 44: Verlauf des NO-gerichteten Vogelzugs im Frühjahr 1971 (JELLMANN 1977) (Quelle: BIOLA 2003a).

Eine weitere Zugroute ist der „Bandzug nach Norden“, der hauptsächlich mit Richtungswinkeln zwischen 356° und 7° stattfindet. Diese Zugform zeigt zwar das räumliche Erscheinungsbild eines Schmalfrontzuges, ist jedoch streng von ihm zu trennen. Er erreicht seinen Höhepunkt Anfang-Mitte Mai und führt die Nordzieher nach Westskandinavien. Zur Entstehung dieser Zugströme vermutet JELLMANN (1977), dass die Vögel beim Zug über die Deutschen Mittelgebirge den Flussläufen von Rhein und Weser folgen. Nach Erreichen der Norddeutschen Tiefebene wird die bisherige Richtung ohne zwingende Bindung an Landschaftselemente so streng beibehalten, dass ein Übergang zur Breitfront nicht sichtbar wird.

Daneben konnte JELLMANN (1977) auch kleine Anteile des „Breitfrontzuges zwischen SO-England und Skandinavien“ und andererseits der „Zugroute von West nach Ost“ nachweisen, die hauptsächlich über dem Festland stattfindet.

Grundsätzlich muss zwischen Tag- und Nachtzug unterschieden werden. Während des Tagzuges orientiert sich eine Vielzahl von Vogelarten an Landmarken. Als Tagzieher sind eine Vielzahl von See- und Wasservögeln (Seetaucher, Kormorane, Gänse, Enten, Limikolen, Seeschwalben) sowie unter den Singvögeln Lerchen, Schwalben, Pieper, Stelzen, Drosseln, Finken und Stare anzusehen. Von Landvögeln ist bekannt, dass zumindest beim Tageszug Landbrücken bevorzugt werden und der Zug über Wasser oftmals stark durch den Verlauf der Küstenlinien und Inseln gelenkt wird (BUURMA 2002). Weiterhin deutet sich bei vielen See- und Wasservogelarten ein Gradient in der Verteilung an, der offenbar zu Konzentrationen des Tagzuges in küstennahen Gebieten und der südlichen Deutschen Bucht sowie zu deutlich geringeren Konzentrationen in der offenen Nordsee führt. So stellte DIERSCHKE (2001) im Bereich der 75 km nordwestlich Helgolands gelegenen Forschungsplattform „Nordsee“ (FPN) beim sichtbaren Zug der Wasser- und Watvögel einen um den Faktor 10-3.000 schwächeren Vogelzug im Vergleich zur Insel Helgoland fest. Mehrere Enten- und Watvogelarten, die bei Helgoland in den Monaten Juli bis August allgegenwärtige Zugvögel sind, kommen bei der FPN nur vereinzelt oder sogar überhaupt nicht vor. Bei einigen Arten nimmt der Zug zur Küste hin zu (besonders Trauerente, Austernfischer, Lachmöwe), während bei der Mehr-

zahl der Watvogelarten der Zug bei Helgoland etwa ebenso stark ist wie an der niederländischen oder dänischen Wattenmeerküste (DIERSCHKE 2001).

Der überwiegende Teil der Nachtzieher orientiert sich vermutlich nur in geringem Ausmaß an geografischen Leitlinien und zieht in eine genetisch fixierte Richtung (BERTHOLD 2000). Dieses führt zu einem Breitfrontzug, bei dem ungeachtet etwaiger ökologischer Barrieren die Zugrichtung beibehalten wird. Die Überquerung der Nordsee ist dabei nur ein kleiner Ausschnitt aus einem großflächig über Nordeuropa verlaufenden Zuggeschehen (BERTHOLD 2000, GATTER 2000). Zu den Nachtziehern zählen vor allem Limikolen, Lerchen, Grasmückenartige, Drosseln, Ammern und Finken. Eine Vielzahl von Arten zieht sowohl tagsüber als auch nachts. Aufgrund des großräumigen nächtlichen Breitfrontzuges der Landvögel sind abseits der Küsten kaum Unterschiede in der Zugintensität zu erwarten.

Gesamtbetrachtung: Die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Zugrichtungsverteilungen entsprechen den saisonalen Erwartungswerten weitgehend. Es handelt sich während des Heimzuges um eine Mischung der Breitfront-Zugroute „Zug nach Nordosten über die südliche Nordsee“ (s. Abb. 44) und der Zugroute „Bandzug nach Norden“. Entsprechend verlaufen die Zugrichtungen während des Wegzuges gegengerichtet nach Südwest bzw. Süd. Daneben können, ohne sichere Festlegung, Teile des Zuggeschehens den anderen Zugrouten zugerechnet werden. Erwartungsgemäß verläuft das Hauptzuggeschehen stark gerichtet und nachts ab. Schiffsfolgerflüge sowie lokale Ortswechsel spielen in den Ergebnissen der Horizontalradar-Beobachtungen wahrscheinlich eine große Rolle. Pendelnde Zugrichtungsverläufe konnten während der Brutzeit nicht festgestellt werden, so dass kein Bezug der im Untersuchungsgebiet angetroffenen Vögel zu den Brutorten Helgolands oder der schleswig-holsteinischen Nordseeküste hergestellt werden kann.

Flughöhen

Die Flughöhenverteilungen wurden durch Vertikalradar-Untersuchungen sowie durch Sichtbeobachtungen in der Hellphase ermittelt. Die erhobenen Daten gehen ebenso auf lokale Flugbewegungen der sich im Gebiet und dessen Umgebung längerfristig aufhaltenden Vögel zurück wie auch auf Flugbewegungen der das Gebiet ohne Aufenthalt querenden Vögel (Vogelzug).

Flughöhenverteilung nach Sichtbeobachtungen (Gesamter Zeitraum): Aussagen zur Flughöhe anhand von Sichtbeobachtungen können ausschließlich für den Tagzug bzw. für Vögel, die sich tagsüber im Untersuchungsgebiet aufhalten bis zu einer Höhe von ca. 100 m (für kleinere Vogelarten wie Singvögel) bis 200 m Höhe (für größere Vogelarten wie Seevögel oder Möwen) verlässlich getroffen werden. Für den gesamten Untersuchungszeitraum (Dezember 2001 bis Dezember 2002) stellt sich die Flughöhenverteilung aller Arten nach Sichtbeobachtungen wie in Abb. 45 dar.

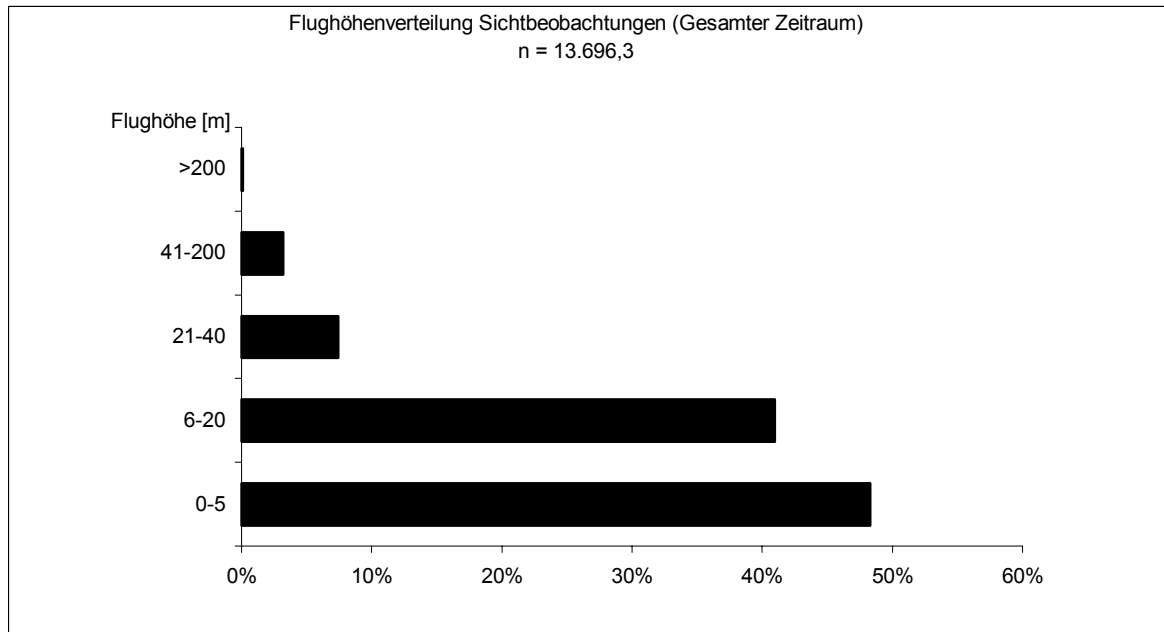


Abb. 45: Flughöhenverteilung (%) nach Sichtbeobachtungen (Hellphase) während des gesamten Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 (alle Arten) (Quelle: BIOLA 2003a).

Wie aus der Grafik ersichtlich, werden nach den Ergebnissen der Sichtbeobachtungen die untersten Luftschichten weit überrepräsentiert genutzt. Rund 89,3 % aller Flugbewegungen vollzieht sich im Bereich bis zu 20 m Höhe. Auf die im Bereich der Rotoren liegenden Luftschichten von 20 – 200 m Höhe entfielen 10,6 % der Flugbewegungen. Das Flug- bzw. Zugverhalten im Bereich > 200 m Höhe wird mit dieser Methode nicht adäquat erfasst.

Flughöhenverteilung nach Vertikalradar-Untersuchungen (Gesamter Zeitraum): Mit Hilfe des Vertikalradars können ziehende bzw. fliegende Vögel in großen Flughöhen erfasst werden. Um in den relevanten Höhenklassen eine bessere Datenqualität sicher zu stellen, wurde der Range des Radargerätes auf 1.500 m eingestellt. Auch oberhalb dieser Höhe findet Vogelzug statt, für den jedoch nicht mit einer Beeinflussung durch Windenergieanlagen auszugehen ist. Die Erfassung sehr niedrig ziehender Vögel ist aufgrund des geringen Öffnungswinkels der Radarantenne sowie durch wellenbedingte Störsignale unterhalb von 20 m häufig quantitativ unmöglich und unterhalb von 40 m problematisch. Eine weitergehende Differenzierung des Höhenbereiches unterhalb von 40 m wird aus diesem Grund nicht vorgenommen. Als im Bereich der Rotoren liegenden Luftschichten wird daher aus methodischen Gründen bei den Vertikalradar-Untersuchungen der Höhenbereich zwischen 40 und 200 m angesehen.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum (Dezember 2001 bis Dezember 2002) stellt sich die Flughöhenverteilung nach Vertikalradar-Untersuchungen wie in Abb. 46 dar.

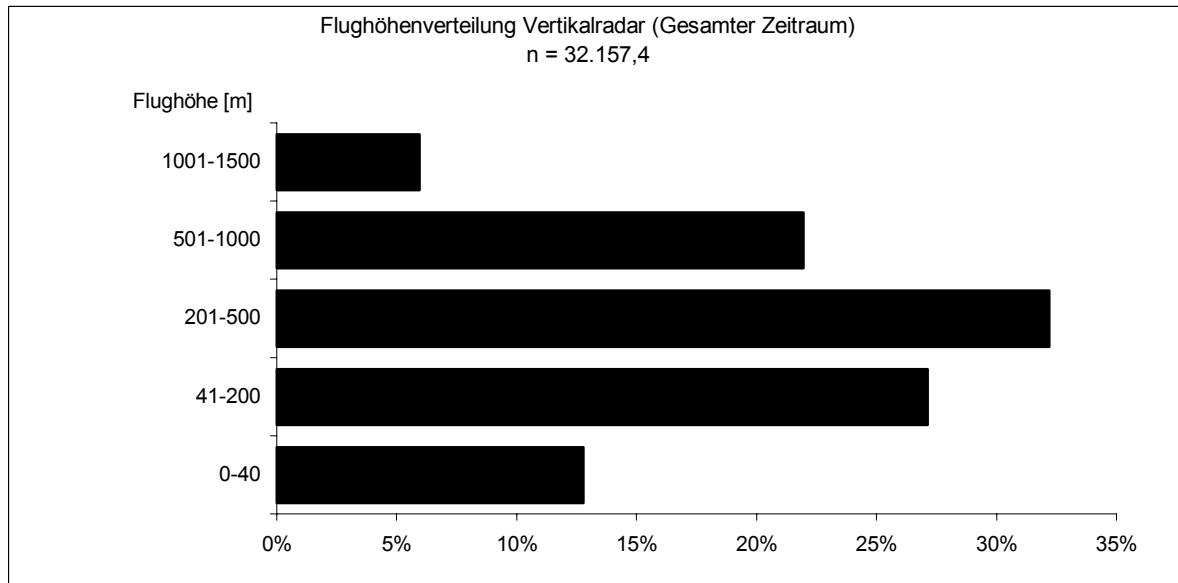


Abb. 46: Flughöhenverteilung (%) nach Vertikalradar-Beobachtungen (ganztags) während des gesamten Untersuchungszeitraumes (Dezember 2001 bis Dezember 2002) im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 (Quelle: BIOLA 2003a).

Die Flughöhenverteilung nach Vertikalradarbeobachtungen ist gegenüber den Sichtbeobachtungen methodenbedingt deutlich abweichend. Die Mehrzahl der Signale (32,2 %) wurde im Höhenbereich zwischen 200 - 500 m festgestellt. Auch in wesentlich größeren Flughöhen fanden Vogelbewegungen in relevanten Anteilen statt. So entfielen auf die Flughöhen oberhalb von 500 m insgesamt 27,9 % der registrierten Flugbewegungen. Auf die Luftschicht zwischen 40 - 200 m entfallen 27,1 % der Flugbewegungen. Wie bereits ausgeführt, ist bei der hier dargestellten Verteilung zu berücksichtigen, dass der Vogelzug im Bereich bis 40 m Höhe vom Radargerät nur unzureichend erfasst wird.

Flughöhenverteilung nach Sichtbeobachtungen und Vertikalradar für den Heim- und Wegzug: Vergleicht man die Höhenverteilung des Heimzuges mit der des Wegzuges, so ergibt sich bei den Sichtbeobachtungen für den Wegzug eine leichte Verschiebung des Zuggeschehens in geringere Höhen. Auch nach den Ergebnissen der Vertikalradar-Untersuchungen liegen die Flughöhen - mit Ausnahme des Höhenbereiches 0 - 40 m - während des Wegzuges 2002 etwas niedriger als die während des Heimzuges 2002. Besonders deutlich zeigt sich dies in den Luftschichten oberhalb von 500 m.

Flughöhenverteilung nach Vertikalradar-Untersuchungen in der Hell- und Dunkelphase während des Heim- und des Wegzuges: Die Ergebnisse der Vertikalradaruntersuchungen zeigen deutlich, dass Änderungen der Flughöhenverteilung zwischen den Hell- und Dunkelphasen sowohl während des Heim- als auch während des Wegzuges stattfinden. Durchgängig liegen die Flughöhen während beider Zugphasen in der Dunkelphase höher. Hierbei vollziehen sich deutliche Zunahmen des Zuggeschehens in Bereichen über 200 m Höhe.

Flughöhenverteilung nach Sichtbeobachtungen und Vertikalradar im Tagesvergleich: Wie die Auswertung der Sichtbeobachtungsdaten gezeigt hat, sind die festgestellten Flughöhenver-

teilungen für die einzelnen Beobachtungstage sehr variabel. Eine Auswertung der Radardaten zeigt ähnliche Ergebnisse.

Verlauf der Flughöhenverteilung pro Tagesstunde nach Vertikalradar-Untersuchungen:

Erkennbar wird aus den Ergebnissen das allmähliche Ansteigen der Flughöhen mit Beginn der Dunkelphase, sowie das allmähliche Sinken der Flughöhen mit Beginn der Hellphase. Die typische Nachtzughöhenverteilung wie auch die typische Tagzughöhenverteilung macht sich rund zwei bis drei Stunden nach dem Hell-/Dunkelwechsel bemerkbar.

Verlauf der Flughöhenverteilung nach Vertikalradar-Untersuchungen im Tagesgang:

Auch innerhalb eines Tagesganges kommt es zu erheblich abweichenden Flughöhenverteilungen. Als Beispiele werden die Tagesgänge der Flughöhenverteilungen nach Vertikalradarbeobachtungen vom 28.05.2002 12:00 bis 29.05.2002 13:00 sowie vom 20.09.2002 17:00 bis 21.09.2002 17:00 herangezogen. Flughöhenerfassungen durch Sichtbeobachtungen sind in der Dunkelphase nicht möglich.

In beiden Beispielen zeigte sich eine deutliche Verlagerung des Flug-/Zuggeschehens in höhere Luftschichten während der Dunkelphasen. Die Anteile in den Bereichen bis 40 m sowie bis 200 m Höhe gehen zu Gunsten der Flughöhenbereiche bis 500 m, bis 1000 m sowie bis 1500 m Höhe zurück. In der Höhenklasse 0-40 m sind in der Hellphase am 28./29.05.2002 die höchsten Anteile zu verzeichnen, während am 20./21.09. der Bereich von 40-200 m dominiert. Die dargestellten Tagesgänge variieren sowohl bezüglich der Höhenanteile als auch des zeitlichen Auftretens typischer Höhenverteilungen deutlich.

Flughöhenverteilung für ausgewählte Artengruppen nach Sichtbeobachtungen: Abschließend werden die nach Sichtbeobachtungen ermittelten Flughöhenverteilungen für die Artengruppen Seetaucher, Seeschwalben, Möwen, Seevögel und Zugvögel sowie für die Dreizehenmöwe dargestellt. Die zeitnormierten Werte umfassen den gesamten Untersuchungszeitraum (Dezember 2001 bis Dezember 2002).

Art bzw. Artengruppe	Bevorzugte Flughöhe nach Sichtbeobachtungen	Maximal Flughöhenklasse
Seetaucher	0 bis 20 m (96,1% aller Beobachtungen); mit einer deutlichen Präferenz für 0 bis 5 m	41 bis 200 m
Seeschwalben	0 bis 20 m (99,2% aller Beobachtungen); mit einer deutlichen Präferenz für 0 bis 5 m	21 bis 40 m
Möwen	0 bis 20 m (87,8% aller Beobachtungen)	> 200 m
Dreizehenmöwe	0 bis 20 m (97,2% aller Beobachtungen)	41 bis 200 m
Seevögel	0 bis 20 m (97,1% aller Beobachtungen); mit einer deutlichen Präferenz für 0 bis 5 m	41 bis 200 m
Zugvögel	0 bis 20 m (73,5% aller Beobachtungen)	41 bis 200 m

Wie die Übersicht zeigt, bevorzugen alle hier berücksichtigten Arten/Artengruppen nach Sichtbeobachtungen niedrige Flughöhen im Bereich von 0 bis 20 m. Seevögel (z. B. auch Seetaucher) und Seeschwalben zeigten außerdem eine deutliche Präferenz der ganz niedrigen Bereiche zwischen 0 und 5 m. Maximale Flughöhen von >200 m konnten nur bei den Möwen festgestellt werden.

Vorhandene Daten (Literaturlauswertung): Wie Abb. 47 ausweist, liegt das von JELLMANN (1979a) ermittelte Hauptzuggeschehen in der Luftschicht zwischen 450 und 900 Metern. Berücksichtigt sind darin allerdings nur Daten ab 150 m Flughöhe. Darunter finden zahlreiche Flugbewegungen statt, die jedoch nur zu etwa 30 % als Zuggeschehen eingestuft wurden.

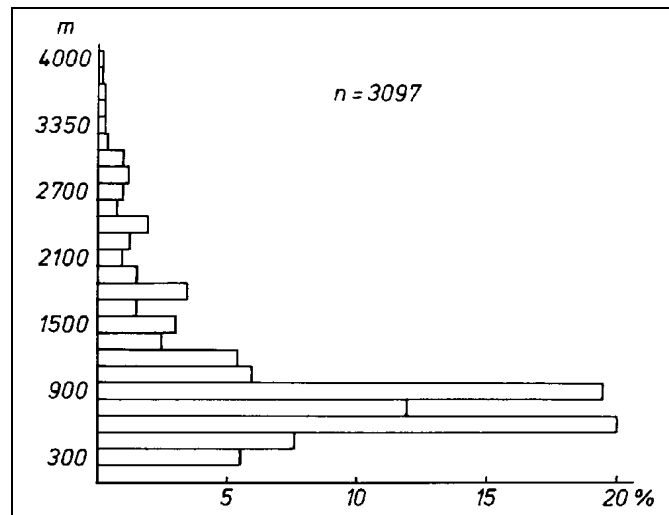


Abb. 47: Durchschnittliche Verteilung der Zughöhen nach Radarmessungen (JELLMANN 1979a) [Berücksichtigt sind nur Daten ab 150m Flughöhe] (Quelle: BIOLA 2003a).

Anders als JELLMANN, der methodenbedingt keine Flughöhenangaben unter 150 m lieferte, fand CLEMENS (1978a), dass 94,5 % des Zuges unter 200 m und 37,7 % unter 50 m stattfindet. Problematisch ist hierbei jedoch das Fehlen eines Höhenradars, so dass auf eine „Flughöhenkarte“, basierend auf Mindestflughöhen für eine Erfassbarkeit im Schattensektor des Radarbildes, zurückgegriffen wurde (CLEMENS 1978b). Darüber hinaus sind weitere methodische Einschränkungen zu machen (nur etwa 300 Messungen, tageszeitliche und kalendarische Beobachtungsdauer).

Bei einer Probenzahl weit über 15.000 konnten EASTWOOD & RIDER (1965) zwischen 40 und 50 % aller Radarechos unter 100 m Höhe feststellen. Die Zughöhenverteilung im Vergleich von Frühjahrs- zu Herbstzug zeigen die gleichen Autoren in einer Abbildung, für die ausschließlich in Hauptzugrichtung ziehende Vögel berücksichtigt wurden (s. Abb. 48). Der Herbstmedian liegt bei 400 m, der Frühjahrsmedian bei 520 m (Angaben in der Abb. in feet). Der Anteil der Zugbewegungen unter 250 Fuß (= 76,2 m) liegt durchschnittlich bei 30 %.

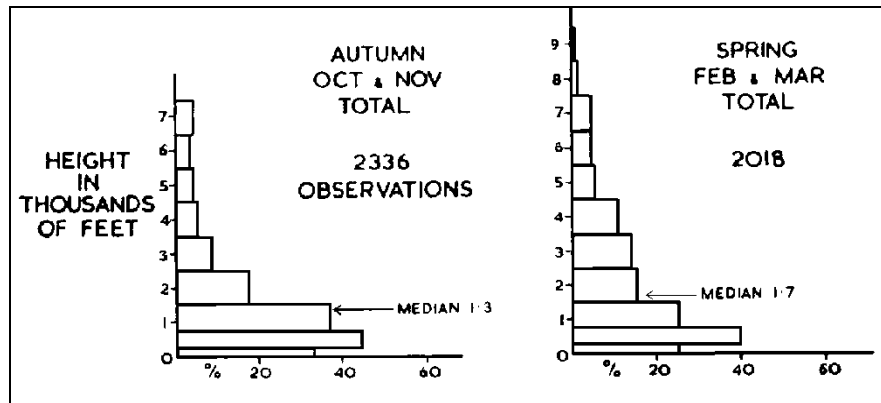


Abb. 48: Herbst-Frühjahrsvergleich der durchschnittlichen Zughöhen nach Radarmessungen (EASTWOOD & RIDER 1965) (1 ft ~ 0,3048 m) - Zur Beachtung: Skalierung 1 = 1.000 Feet = 305 m (Quelle: BIOLA 2003a).

Die Zughöhenverteilung ist über das gesamte Jahr stark schwankend (EASTWOOD & RIDER 1965). Betrachtet man neben den Zugvögeln mit eindeutig orientierter Flugrichtung auch alle anderen anwesenden Vögel, so findet sich i.d.R. die höchste Aktivitätsdichte unterhalb von 150 m, zeitweise auch unterhalb 75 m (CLEMENS 1978b, EASTWOOD & RIDER 1965, JELLMANN 1979a, WINDEN et al. 1999). Insgesamt nimmt die Zugaktivität mit steigender Höhe exponentiell ab (WEITZ 1998; BRUDERER 1971; BUURMA et al. 1986). Nach DIRKSEN et al. (1996, 1998) findet der hauptsächlich nächtliche Zug von Watvogel- und Tauchentenarten in einer Höhe unter 100 m statt.

Im Zusammenspiel mit der Witterung hat auch der Tag/Nacht-Wechsel Einfluss auf die Zughöhen. Die durchschnittliche Zughöhe ändert sich mit dem Tageszeitenwechsel. In der Nacht ziehen die Vögel einige hundert Meter höher als am Tag. Besonders auffällig ist dies in den unteren Luftschichten, wie Abb. 49 (aus JELLMANN 1979a) verdeutlicht. Diesen Effekt fanden auch EASTWOOD & RIDER (1965) und LACK (1960).

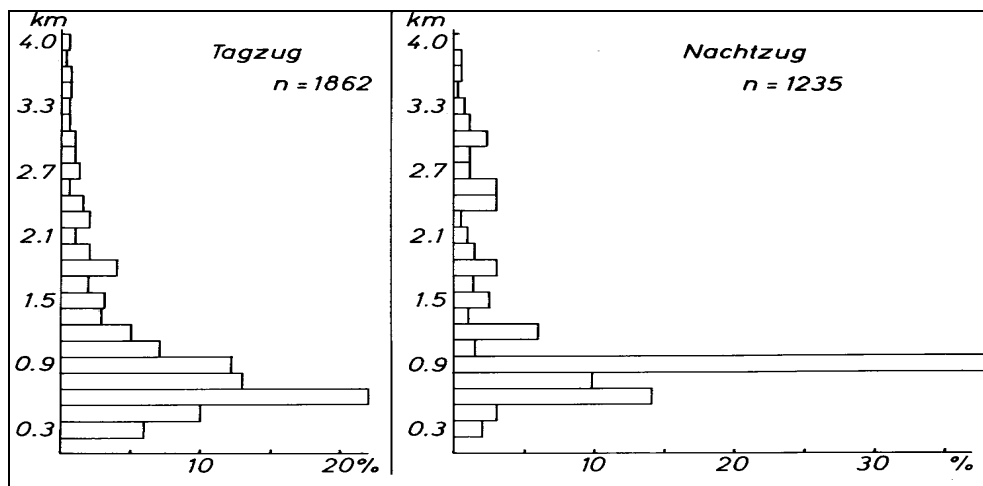


Abb. 49: Einfluss des Tag/Nacht-Wechsel auf die Verteilung der Zughöhen nach Radarmessungen (JELLMANN 1979a) (Quelle: BIOLA 2003a).

Zahlreiche Faktoren modifizieren die Flughöhen: KRÜGER & GARTHE (2001a) zeigen den Einfluss von Gegen- und Rückenwind unterschiedlicher Stärke. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit sinkt bei Gegenwind die Flughöhe, während sie bei Rückenwind steigt. Bei den in der vorliegenden Un-

tersuchung angetroffenen Arten Sterntaucher, Brandseeschwalbe und Fluss-/Küstenseeschwalbe fanden KRÜGER & GARTHE (2001a) jedoch auch bei starkem Rückenwind keine Individuen mit Flughöhen > 25 m.

Neben den Faktoren Witterung und Tageszeit (Hell-/Dunkelphase s.o.) ist noch die Beschaffenheit des Untergrundes - Meer/Land, was aber nach JELLMANN (1979a) anscheinend nicht durchgängig gleichgerichtet ist (s.a. EASTWOOD & RIDER 1965) -, aber auch die Artzugehörigkeit der Zugvögel für die Flughöhenverteilung von Bedeutung. So konnte JELLMANN (1979b) durch Radarbeobachtungen als Hauptzughöhenstufe von Gänsen den Bereich von 1500 bis 2100 m ermitteln. Nach BRUDERER (1997) scheinen die meisten Vogelarten über dem Wasser tiefer zu fliegen als über dem Land. KRÜGER (2001) stuft den größten Teil der vor Wangerooge ziehenden Vögel als tief bis halbhoch ein, d.h. der Zug verlief meist in Höhen unter 25 m dicht über dem Wasser. MORITZ & STÜHMER (1985) konnten bei Planbeobachtungen des Tageszuges bei Helgoland Flughöhen von max. 10 m für Seetaucher und Trauerenten feststellen. Auch NEHLS & ZÖLLICK (1990) geben für die Trauerente sehr niedrige Flughöhen über Wasser an (< 25 m). Der Anteil an Helgoland vorbeiziehender Sterntaucher mit einer Flughöhe > 50 m betrug nach DIERSCHKE (2002) 8,2%.

Gesamtbetrachtung: Ein entscheidendes Kriterium der Kollisionswahrscheinlichkeit fliegender bzw. ziehender Vögel mit Windenergieanlagen ist die Zughöhe. Diese ist im Offshore-Bereich jedoch stark abhängig von der Motivation bzw. vom Verhalten des Vogels (Nahrungssuche, kürzere Flugphasen, Zug), seiner Artzugehörigkeit, den Witterungsbedingungen, der Tageszeit (Hell-/Dunkelphase) und weiteren (Zufalls-) Faktoren.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung entsprechen den vorhandenen Erkenntnissen zur Änderung der durchschnittlichen Flughöhe im Wechsel der Hell-/Dunkelphasen (u. a. JELLMANN 1979a). In der Dunkelphase vollzieht sich das Flug- bzw. Zuggeschehen durchschnittlich in größeren Höhen. Hierbei sind die Änderungen der Höhenverteilung in der Hell- bzw. Dunkelphase auch auf die beteiligten Arten bzw. die Verhaltenweisen der Arten zurückzuführen. In der Regel treten relativ hoch fliegende Zugvogelarten primär nachts auf, und andere, meist tiefer fliegende Arten (Bsp. Seevögel oder Möwen) beenden nachts ihre Flugaktivität und ruhen auf dem Wasser bzw. an Land.

Tendenziell entsprechen die Unterschiede der saisonalen Flughöhenverteilung den Erkenntnissen von EASTWOOD & RIDER (1965), die für die Flughöhenverteilung während des Heimzuges höhere Werte als während des Wegzuges errechneten.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass Vogelzug (bzw. Vogelbewegungen) sowohl innerhalb der im Bereich der Rotoren liegenden Luftschichten von 20 - 200 m als auch in Höhen darunter und deutlich darüber stattfindet. Wie aus den dargestellten Beispielen (u. a. Tagesvergleiche, Vergleich Hell-Dunkelphase oder Weg- und Heimzug) deutlich wurde, und wie auch die Literaturauswertung gezeigt hat, wird die Flughöhenverteilung von einer Vielzahl verschiedener Faktoren beeinflusst. Unter normalen Witterungsbedingungen wird die im Bereich der Rotoren liegende Luftschicht zwischen 20 und 200 m Höhe von der Masse der See- und Zugvögel entweder unter- oder überflogen. Bei ungünstigen Witterungsbedingungen (z. B. Nebel, Regen, Gegenwind) kann sich jedoch das Zuggeschehen im oben genannten Höhenbereich abspielen, da sich dann die meisten Vögel in den unteren Luftschichten aufhalten. Es treten jedoch auch gegenläufige Effekte auf, wie z. B. bei den Seetauchern, die bei Rückenwind etwas höher fliegen.

Neben den bereits dargestellten Faktoren ist die Flughöhenverteilung auch von der Artzugehörigkeit der Vögel abhängig. Wie die Auswertung der Flughöhenverteilung für die Seetaucher gezeigt hat, flogen 96,1 % der beobachteten Individuen unter 20 m hoch. Die prozentuale Verteilung auf die unterschiedlichen Flughöhenbereiche weicht mit den hier festgestellten Flughöhen der Seetaucher leicht von den Ergebnissen anderer Untersuchungen ab (z. B. MORITZ & STÜHMER 1985; KRÜGER & GARTHE 2001a). Hierbei ist jedoch der zumindest zeitlich größere Umfang der hier vorgestellten Untersuchungen zu berücksichtigen. Auch DIERSCHKE (2002) konnte höhere Anteile von Seetauchern (8,2 %) mit Flughöhen > 50 m beobachten. Von den beobachteten Möwen, Seeschwalben, Seevögeln flog die Mehrzahl der Individuen (87,8 % - 97,1 %) im Höhenbereich bis 20 m.

6.6.3 Vorbelastungen

Bestandsänderungen im Untersuchungsraum werden überwiegend von außen verursacht. Die Zubzw. Abnahme von Beständen ist in der Regel nicht auf Faktoren innerhalb des Untersuchungsraumes zurückzuführen. Allgemein gilt: Die Artenzusammensetzung und Populationsgröße der Rastvögel der Nordsee unterlag seit Anfang des 20. Jahrhunderts deutlichen Schwankungen. Bestandseinbrüchen Anfang des 20. Jahrhunderts und in den fünfziger Jahren stehen Zunahmen, zumindest bei den Rastvögeln, seit den fünfziger Jahren gegenüber (u. a. DE JONG et al. 1999). Die meisten Rastvögel haben im letzten Jahrhundert insgesamt im Bestand zugenommen (CAMPHUYSEN et al. 1995). Anders sieht es bei einigen Zugvogelarten aus, die in ihren Brutgebieten, Winterquartieren und auf dem Zug erhebliche Bestandseinbußen hinnehmen mussten. Dies war und ist der Grund für verschiedene internationale Übereinkommen (z. B. Abkommen über afrikanisch-eurasisch wandernde Wasservögel, AEWA). Einen Eindruck, welche Faktoren in welchen Größenordnungen auf die Bestände der Rast- und Zugvögel einwirken, geben die nachfolgenden Beispiele.

MAYR (2001) gibt für Frankreich an, dass „jährlich bis zu 5 Millionen Feldlerchen und 500.000 Kiebitze als zweifelhafte "Delikatesse" in Kochtopf und Pfanne landen". In Italien übersteigt die theoretisch zulässige Anzahl jagdbarer Zugvögel den europäischen Gesamtbestand (KOMITEE GEGEN VOGELMORD 2002). Für Schweden gibt SVENSSON (1998) an, dass jährlich ca. 8 Millionen Singvögel in Folge des Autoverkehrs getötet werden. Diese Belastungen sind zusätzlich zu den schon natürlicherweise hohen Schwankungen im Bestand zu berücksichtigen. Als Extremwert, der infolge von ungünstiger Witterung in Deutschland bei Schwalben beobachtet wurde, gibt GATTER (2000) an, dass 1974 „am Bodensee ... bis zu 100.000 Mehlschwalben ..., in ganz Süddeutschland wohl einige Millionen Opfer von Unterernährung und Kälte" wurden.

Rastvögel und Nahrungsgäste

Folgende Faktoren können die Bestände der Rastvögel und Nahrungsgäste beeinflussen: Verschmutzung der Meere (Öl, andere Schadstoffe), Eutrophierung, Abfälle, Fischerei, Aquakulturen, Jagd/Fang, Störungen, Einführung neuer Arten und Klimawandel. Betrachtet man nur diejenigen Vorbelastungen, die die im Untersuchungsraum auftretenden Seevögel betreffen können, sind zu nennen: Fischerei, Störungen (Schiffsverkehr, militärische Nutzung), Verschmutzung der Meere (Öl). Andere Faktoren wie Jagd sind für den Untersuchungsraum nicht von Bedeutung.

Fischerei: Die Fischerei trägt in mehrfacher Weise zur Vorbelastung bei. Durch Fischereiabfälle („discards“) werden fischfressende und schiffsfolgende Vögel gefördert. CAMPHUYSEN et al. (1995) schätzten für die Nordsee zwischen 2,5 bis 3,5 Millionen Seevögel, die von den Abfällen profitieren können. In einer weiteren Arbeit geben TASKER et al. (2000) den Wert von 6 Millionen Seevögeln an: „The amount of discards and offal currently discharged in commercial fisheries could potentially support over 6 million North Sea seabirds.“ WALTER (1997) kalkuliert, dass allein die niedersächsische Garnelenfischerei 60.000 Schiffsfolger ganzjährig ernähren könnte. HÜPPOP et al. (1994) fassen zusammen, dass „die betroffenen Vogelarten ... offensichtlich stark von der Fischerei abhängig“ sind und ein plötzlicher Wegfall die Nahrungsbeschaffung erheblich erschweren dürfte.

Ein weiterer Faktor ist die durch Überfischung veränderte Arten- und Größenzusammensetzung der Fische in der Nordsee bzw. Deutschen Bucht. TASKER et al. (2000) nennen als Beispiel: Rückgang von adulten Heringen und Makrelen → Zunahme des Sandaals → Zunahme von Trottellummen.

Beide Faktoren führen zu einer höheren Anzahl an fischfressenden Seevögeln, als natürlicherweise vorkommen würden und zu einer Verschiebung der Anteile der Arten untereinander. Diese Veränderungen wirken großräumig und dauerhaft. Die Vorbelastung ist hoch.

Störungen: Laut GL (2003) passieren ca. 600 Schiffe pro Jahr den Bereich des Planungsgebietes. Die Anwesenheit von Fischereifahrzeugen kann zu weiteren Störungen führen. Von den im Untersuchungsraum festgestellten Vögeln gelten insbesondere die Seetaucher als „Schiffsflüchter“, die schon in 1.000 m Entfernung von Schiffen Fluchtreaktionen zeigen können. Neben der Störung durch die Fischereifahrzeuge selbst kommt es zudem durch die „mitgebrachten“ Schiffsfolger - wie z. B. Großmöwen - zu negativen Auswirkungen. So sind die während der Zugzeiten auftretenden Singvögel für diese Nahrungsoportunisten eine zusätzliche Nahrungsquelle.

Die Belastung durch militärische Nutzungen kann aus zusätzlichem Schiffsverkehr und Tiefflügen im Großraum des Projektgebietes bestehen. Nach GL (2003) unterliegt der Luftraum über dem betrachteten Seegebiet bereits den dänischen Aufsichtsbehörden. Nach Aussage dieser Behörden liegt das Windparkgebiet zwischen zwei militärischen Übungsgebieten. In diesen Übungsgebieten kann es zu Flügen bis zu einer minimalen Höhe von 30 [ft] (ungefähr 9 [m]) kommen. Aussagen zur Häufigkeit dieser Flüge wurden nicht gemacht. Die Angaben wie auch die zu möglichen Schiffsbewegungen lassen sich demnach nicht genauer quantifizieren.

Die Störungen treten dauerhaft, aber in erster Linie lokal an den befahrenen Routen auf. Sie sind allerdings nur für Schiffsflüchter von höherer Bedeutung. Die zeitweilige Frequentierung des Untersuchungsraums durch passierende Fischereifahrzeuge und die damit einhergehende mögliche Verschiebung des Artenspektrums mit hohen Dominanzen von Möwen führt allerdings dazu, dass die Vorbelastung als mittel bis hoch eingestuft werden muss.

Verschmutzung: Die Vorbelastung durch Ölverschmutzung (illegale Einleitung von Seeschiffen, Erdölexploration) lässt sich nur eingeschränkt und für die Küste abschätzen. Bei Spülsaumfunden lag der Anteil verölter Totfunde zwischen ca. 20 % (kostenlose Ölentsorgung in den Häfen) und 42 % (keine kostenlose Ölentsorgung in den Häfen, HÜPPOP et al. 1994). In neueren Arbeiten (FLEET et al. 1999a, 1999b) wird auf eine Darstellung der Gesamtfunde und Verölungsrate aller gefundenen Vögel verzichtet. Die Autoren stellen aber fest, dass die Verölungsraten 1994 - 1998 höher waren als 1989/1990 und dass Unfälle mit geringeren Mengen Öl (der Tanker „Pallas“ verlor ca.

250 m³ Öl) sich umgehend in hohen Anzahlen an Totfunden widerspiegeln. Insgesamt bezeichnen die Autoren die Verölungsraten von Seevögeln als inakzeptabel hoch. Die Verschmutzung tritt dauerhaft, aber punktuell und mit höherer Eintrittswahrscheinlichkeit an den stärker befahrenen Routen auf.

Schwimmende Rastvögel können sich in Müll (z. B. in Schnüren etc.) verfangen und in der Folge verenden (vgl. HARTWIG et al. 1992). Kleinere Müllteile können von den Tieren verschluckt werden und damit zu gesundheitlichen Schäden führen. Die Vorbelastung der Deutschen Bucht ist scheinbar in Bezug auf Plastikabfälle in den letzten Jahren noch immer nicht gesunken (vgl. HARTWIG 2000) und stellt daher immer noch ein Problem dar.

Insgesamt wird die Vorbelastung der fischfressenden Vögel im Untersuchungsraum als hoch, die der anderen Rastvögel als mittel eingestuft.

Zugvögel

Zugvögel können im Untersuchungsraum durch Fischerei und Schiffsverkehr gestört oder gefährdet werden.

Fischerei: Bei den Zugvögeln stellt die Fischerei eine indirekte Vorbelastung dar. Großmöwen profitieren von Fischereiabfällen und treten in höheren Anzahlen auf als unter natürlichen Bedingungen. Singvögel sind für diese Nahrungsopportunisten während der Zugzeiten eine zusätzliche Nahrungsquelle. Während der Beobachtungen konnten immer wieder Trupps von Möwen beobachtet werden, die Singvögel verfolgten und ins Wasser drückten, bis schließlich einer Möwe der Zugriff gelang. Eine Abschätzung der hierbei erbeuteten Singvögel ist zur Zeit kaum möglich. Unterstellt man, dass jede Möwe pro Zug-Saison einen Singvogel erbeutet und setzt die Zahl der durch Beifang der Fischerei zusätzlich vorkommenden Möwen mit 250.000 Individuen an, würden nordseeweit schon 500.000 erbeutete Singvögel als Verlust zu Buche schlagen.

Störungen: Der Schiffsverkehr, insbesondere auf Reede ankernde Schiffe aber auch Leuchtzeichen, können bei ungünstigen Sichtverhältnissen ziehende Vögel anlocken. Im ungünstigsten Fall umkreisen die Vögel das Schiff stundenlang, was schließlich dazu führen kann, dass die Vögel den Flug bis zum Festland nicht mehr schaffen.

Beleuchtete Seezeichen fehlen im Gebiet, ankernde Schiffe sind selten. Etwaige Störungen der Zugvögel im Untersuchungsraum sind daher eher als kurzfristig und kleinräumig anzusehen.

Die Verluste durch Möwen lassen sich z. Zt. nicht realistisch abschätzen. Die Vorbelastungen für Zugvögel im Untersuchungsraum werden insgesamt als gering eingestuft.

6.6.4 Bestandsbewertung - Rastvögel und Nahrungsgäste

Herleitung der Bewertung

Artenzahlen/Artenspektrum: Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten durch die Transektbefahrungen nach der ESAS-Methode insgesamt 65 auf Artniveau bestimmte Vogelarten

festgestellt werden. Hinzu kommen 16 nicht weiter differenzierte Sammelgruppen wie unbestimmte Enten etc., wodurch sich die Artenzahl möglicherweise noch etwas erhöhen könnte. Die festgestellte Artengemeinschaft wird zum größten Teil von Arten dominiert, für die das Untersuchungsgebiet neben seiner hauptsächlichen Funktion als Rast- oder Nahrungsgebiet auch den Charakter eines Durchzugsgebietes aufweist (u. a. Möwen, Meeresenten, Seevögel, Seeschwalben). Daneben wurden in meist geringerer Häufigkeit Arten festgestellt, die nur als Zugvögel über der offenen Nordsee auftreten (z. B. Singvögel, Watvögel, Gänse etc.).

Im Vergleich zu der Zahl von 45 Vogelarten, die der ESAS-Report (CAMPHUYSEN 2001) für den Suchraum angibt, liegt die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelte Zahl von 65 Arten deutlich über denen des ESAS-Reports. Zu berücksichtigen sind beim Vergleich der Artenzahlen allerdings die um ca. 2,3-fach längere Gesamtstrecke, die im Rahmen dieser Untersuchung mit dem Schiff gefahren wurde. Außerdem wird die Erhöhung der Artenzahl zum großen Teil durch durchziehende Singvogel- und Limikolenarten bewirkt. Bei einem Vergleich nur der lebensraumtypischen Rastvogelarten sind die Artenzahlen dieser Untersuchung gegenüber denen des ESAS-Reports nur geringfügig höher.

Zusammenfassend ist das im Untersuchungsraum vorgefundene Artenspektrum unter Berücksichtigung des einjährigen Erfassungszeitraumes als durchschnittlich bzw. im normalen Bereich liegend für dieses Seegebiet einzustufen. Im Vergleich mit anderen Teilen der Nordsee kommt CAMPHUYSEN (2001) in seinem ESAS-Report zur folgenden Charakterisierung der Avifauna:

Winter artenarm (17 Arten)
Frühling artenarm (21 Arten)
Sommer artenarm (16 Arten)
Herbst ziemlich artenreich (35 Arten)

Quantitative Aspekte: Vergleichbare Dichteberechnungen (in Bezug auf Aufwand und Zeitraum) für Rastvogelbestände aus dem Bereich der Sandbank 24 sind bisher nicht veröffentlicht worden. Die Daten, die in STONE et al. (1995) veröffentlicht sind, liegen in der aktuellen Suchraum-Auswertung (ESAS-Report von CAMPHUYSEN 2001) vor und wurden zum Vergleich herangezogen.

In der Rastvogelgemeinschaft des Untersuchungsraumes (Untersuchungs- und Referenzgebiet) sind zwar alle regelmäßigen Hochseevögel, die in der östlichen Nordsee zu erwarten sind, vertreten, jedoch liegen die Dichten mit Ausnahme von Trottellumme/Tordalk, Herings- und Dreizehenmöwe relativ niedrig. Die meisten Helgoländer bzw. schleswig-holsteinischen Brutvögel suchen offensichtlich zur Nahrungssuche näher an Helgoland bzw. an der Küste gelegene Gebiete auf. Auch die aus skandinavischen Brutpopulationen stammenden Seetaucher zeigen nur mäßige Dichten.

Trottellummen und Tordalke, die auch im Untersuchungsraum überwintern, zeigen relativ niedrige bis mittel-hohe Dichten (höchste mittlere Dichte im Sommer ca. 7 Tiere/km²) im Vergleich zur übrigen Nordsee (z. B. Nordost Schottland, mittlere Dichte im August bis zu 35 Tiere/km² nach TASKER et al. 1987). Die partiell im Untersuchungsraum auftretenden höheren mittleren Dichten (7 Tiere/km²) bei der Trottellumme im Spätsommer im Vergleich zu den übrigen Jahreszeiten werden

in erster Linie durch Zuwanderungen von Tieren aus britischen Kolonien (s. auch CAMPHUYSEN 2001) verursacht. Hierbei handelt es sich meistens um „post breeding movements“, bei denen sich die Tiere auf der Suche nach geeigneten Nahrungsplätzen in die östliche Nordsee orientieren (s. TASKER et al. 1987).

Die partiell und zeitweise relativ höheren Dichten an Larus-Möwen werden in erster Linie durch Fischereiaktivitäten verursacht. Die Fischereifahrzeuge werden meist schon auf große Entfernung von den Möwen erkannt und angeflogen. Diese Ereignisse spiegeln sich auch in den hohen Anteilen fliegend beobachteter Tiere (50 bis 70%) wider.

Für marine Anatiden wie die Trauerente ist das Wasser für den Nahrungserwerb anscheinend zu tief. Sie treten zu allen Jahreszeiten in sehr niedrigen Zahlen und hauptsächlich beim Durchflug auf.

Insgesamt betrachtet sind die Rastvogeldichten und Bestände des Untersuchungsraumes als eher niedrig im Vergleich zur übrigen Nordsee einzustufen.

CAMPHUYSEN (2001) charakterisiert den Suchraum anhand der beobachteten Vogelzahlen nach der ESAS-Auswertung wie folgt:

Winter	Individuenarm (2.5/km)
Frühling	Individuenarm (0.9)
Sommer	Individuenarm (1.1)
Herbst	Individuenarm (3.7)

Gefährdung und Schutzkategorien der Arten: Eine Übersicht über alle im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten, die länderübergreifende Schutz- oder Gefährdungskategorien aufweisen gibt Tab. 20 im Fachgutachten (BIOLA 2003a). Hierfür werden Anhang I der europäischen Vogelschutzrichtlinie (VSCH-RL; 79/409/EWG), die europäischen SPEC-Kategorien (Species of European Conservation Concern, TUCKER & HEATH 1994, in HEATH et al. 2000), die europäischen Gefährdungskategorien nach TUCKER & HEATH (1994, in HEATH et al. 2000) und der Status einer Vogelart nach dem Abkommen über afrikanisch-eurasisch wandernde Wasservögel (AEWA) herangezogen. Ergänzend werden die Zahlen der europäischen Brut- und/oder Winterpopulationen der Arten (HEATH et al. 2000) aufgelistet und Angaben zum Gefährdungsstatus nach den Roten Listen der Brutvögel Deutschlands (WITT et al. 1998) und Schleswig-Holsteins (KNIEF et al. 1995) gemacht.

Nach den oben dargelegten Kriterien weisen insgesamt 27 der 65 während der Schiffsfahrten nachgewiesenen Arten (= 41,5 %) eine Gefährdungs- oder Schutzkategorie auf. Von diesen sind 13 Arten als eigentliche Zugvögel anzusprechen, die die Nordsee lediglich auf ihrem Zug überqueren (z. B. Feldlerche, Gartenrotschwanz, Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Kiebitz, Ringelgans, Pfuhlschnepfe, Sumpfohreule). Vierzehn Arten treten sowohl als Zug- als auch als Rastvögel/Nahrungsgäste im Gebiet auf (u. a. Basstölpel, Brandseeschwalbe, Flusseeschwalbe, Küstenseeschwalbe, Prachtttaucher, Sterntaucher, Sturmmöwe, Trauerente).

Eine Reihe der gefährdeten Arten trat nach Auswertung der Ergebnisse der Schiffstransekt-Erfassungen nur mit sehr geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet auf. So wurden im gesamten Beobachtungszeitraum mit maximal 10 Individuen die Arten Falkenraubmöwe, Feldlerche, Gartenrotschwanz, Kiebitz, Ohrentaucher, Pfuhlschnepfe, Rauchschwalbe, Ringelgans, Rotschenkel, Samtente, Sandregenpfeifer, Schwarzkopfmöwe, Steinwälzer, Sturmschwalbe, Sumpfohreule und Trauerseeschwalbe beobachtet. Die genannten 16 Arten entsprechen 59,3 % der gefährdeten Arten.

Beobachtungen zwischen 10 und 50 Individuen (entsprechend Dominanzanteilen zwischen 0,06 % und 0,32 %) entfielen auf Brandseeschwalbe, Goldregenpfeifer, Großen Brachvogel, Trauerente und Zwergmöwe. Diese entsprechen 18,5 % der gefährdeten Arten.

Von den Arten bzw. Artengruppen Stern-/Prachtaucher, Basstölpel, Küsten-/Flusseeschwalbe und Sturmmöwe wurden Individuenzahlen zwischen 100 und >600 Tieren beobachtet. Die mit Abstand häufigste gefährdete Art war der Basstölpel (608 Individuen = 3,9 %).

Bewertungsmethodik

Verbindliche Richtlinien für die Bewertung der Bestände von Rastvögeln und Nahrungsgästen existieren derzeit noch nicht. Die Bewertung in der vorliegenden UVS erfolgt anhand der übergeordneten Kriterien Seltenheit und Gefährdung, Vielfalt und Eigenart sowie Natürlichkeit. Das zusammenfassende Bewertungsurteil erfolgt ohne spezifische Aggregationsregeln.

Kriterium der Seltenheit und Gefährdung

Für die Beurteilung dieses Kriteriums werden verschiedene Statusangaben herangezogen:

- Art nach Art. 4 (1) u. (2) der EU-Vogelschutzrichtlinie
- Art nach Abkommen über afrikanisch-eurasisch wandernde Wasservögel, kurz AEWA (WCMC 2002),
- Art mit europäischer Bedeutung (SPEC = Species of European Concern, Kategorie nach TUCKER & HEATH 1994 zit. nach MELTER & SCHREIBER 2000)
- Art der Roten Listen (KNIEF et al. 1995, WITT et al. 1998)

Berücksichtigt werden für die Bewertung aber nur Arten mit Schutzstatus, die regelmäßig im Gebiet vorkommen (d. h. in mindestens 3 der 4 Jahreszeiten) und in größerer Anzahl nachgewiesen sind (mind. 1% der Gesamtindividuensumme aus dem Erfassungszeitraum)³. In diese Bewertung gehen die selteneren Arten, deren Registrierung von Zufällen bzw. der Erfassungsintensität abhängt nicht ein.

Die Seltenheit bzw. Gefährdungssituation wird **hoch** eingestuft, wenn >10 solcher Arten im Gebiet nachgewiesen sind, sie wird **mittel** eingestuft, bei 6 bis 10 Arten und **gering** bei < 5 nachgewiesenen Arten.

³ Hierbei werden Artenpaare, bei denen eine Trennung nach Arten auf dem offenen Meer schwierig ist (z. B. Stern- und Prachtaucher) zusammen betrachtet.

Kriterium der Vielfalt und Eigenart

Die Bewertung der Vielfalt und Eigenart bezieht sich auf die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften. Es wird bewertet, in wie weit für das Habitat charakteristische Arten oder Lebensgemeinschaften auftreten und wie regelmäßig diese vorkommen. Die Vielfalt und Eigenart wird als **hoch** eingestuft, wenn die dem Habitat entsprechenden Vogel-Lebensgemeinschaften in typischen Dichten oder Häufigkeiten sowie hohen Stetigkeiten auftreten. Eine **mittlere** Einstufung erfolgt, wenn die typischen Lebensgemeinschaften zwar vertreten sind, die betroffenen Taxa oder Teile davon aber in untypisch geringen Dichten oder Häufigkeiten vorkommen. Der **mittlere** Wert wird auch dann verwendet, wenn die Vogeldichte insgesamt zwar mittel bis hoch ist, aber auch kleinere bis mittlere Anteile nicht charakteristischer Taxa (z. B. Silbermöwen, die bedingt durch Fischerei verstärkt im Gebiet auftreten) enthalten sind. Die Eigenart und Vielfalt wird als **gering** bewertet, wenn vorwiegend lebensraumfremde Arten auftreten.

Kriterium der Natürlichkeit

Für die Beurteilung dieses Kriteriums wird die Abwesenheit von Störung herangezogen. Sie ist in einem Hochseelebensraum, wie ihn das Untersuchungsgebiet darstellt, in weit größerem Maße gegeben als in jedem terrestrischen mitteleuropäischen Lebensraum.

Die Natürlichkeit ist **hoch**, wenn keine oder nur geringe Störungen wie zum Beispiel sporadisch auftretender Schiffsverkehr auftreten. Eine **mittlere** Einstufung wird dann vorgenommen, wenn es sich um deutliche Störungen handelt, die jedoch zeitlich begrenzt oder nicht so intensiv sind, dass das Schutzgut die betroffenen Räume komplett meidet bzw. erheblichen Schaden nimmt. Von einer **geringen** Natürlichkeit wird ausgegangen, wenn Störungen vorliegen, die die Eignung des Gebietes für das Schutzgut in größerem Umfang und über längere Zeiträume schädigt. Eine großräumige Meidung des Areals durch die Gastvögel oder erhebliche gesundheitliche Beeinträchtigungen infolge einer Kontamination des Wassers (z. B. austretendes Öl) sind in diesem Zusammenhang denkbar.

Beurteilung der Datenbasis

Im Rahmen der Basisuntersuchung für die Erfassung von Rastvögeln und Nahrungsgästen wurden zwischen Dezember 2001 und Dezember 2002 insgesamt 24 Schiffstransektbefahrungen durchgeführt. Die hierbei zurückgelegten Kilometer Beobachtungsstrecke verteilen sich jedoch nicht gleichmäßig über das Untersuchungsjahr. Ausgehend von zwei Untersuchungseinheiten pro Monat beträgt die theoretisch zurücklegbare Beobachtungsstrecke im Untersuchungsgebiet etwa 447 km, im Referenzgebiet etwa 349 km. Abb. 50 zeigt exemplarisch für das Untersuchungsgebiet den prozentualen Anteil der real zurückgelegten Beobachtungsstrecke pro Monat an der theoretisch möglichen Strecke.

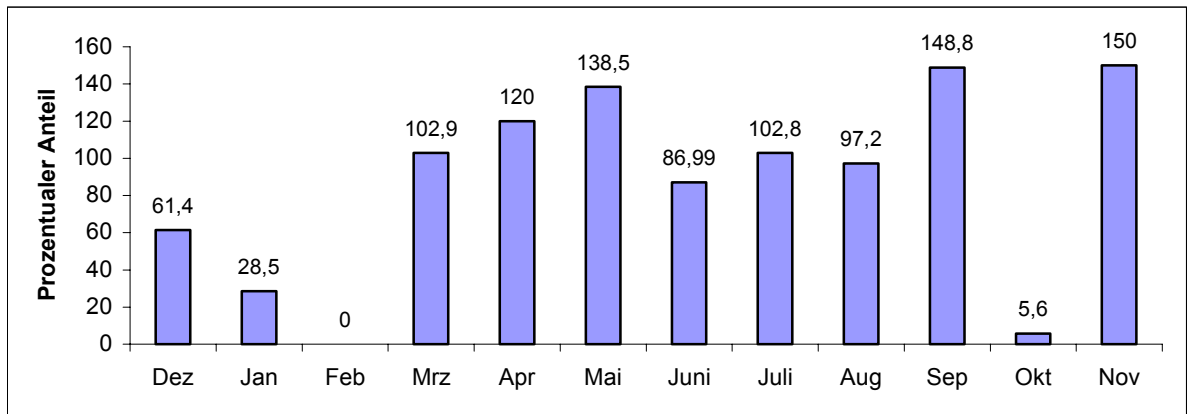


Abb. 50: Prozentualer Anteil der zurückgelegten Beobachtungsstrecke im Untersuchungsgebiet an der theoretisch möglichen Beobachtungsstrecke bei 2 Terminen im Monat.

Größere Datenlücken zeigen sich hierbei im Winter in den Monaten Januar und Februar. Hier wurden nur 28,5% bzw. 0 % der bei zwei Transektfahrten pro Monat möglichen Strecke befahren. Auch der Oktober ist mit einem Streckenanteil von nur 5,6% wenig untersucht. Ähnliches gilt auch für das Referenzgebiet.

Auch eine Zusammenfassung der einzelnen Monate zu Jahreszeiten kann zumindest für den Winter die reduzierte Erfassungsintensität der Monate Januar und Februar nur begrenzt ausgleichen (s. Abb. 51). Im Herbst hingegen können die starken Ausfälle im Oktober offensichtlich durch eine hohe Erfassungsintensität in den anderen Monaten größtenteils kompensiert werden.

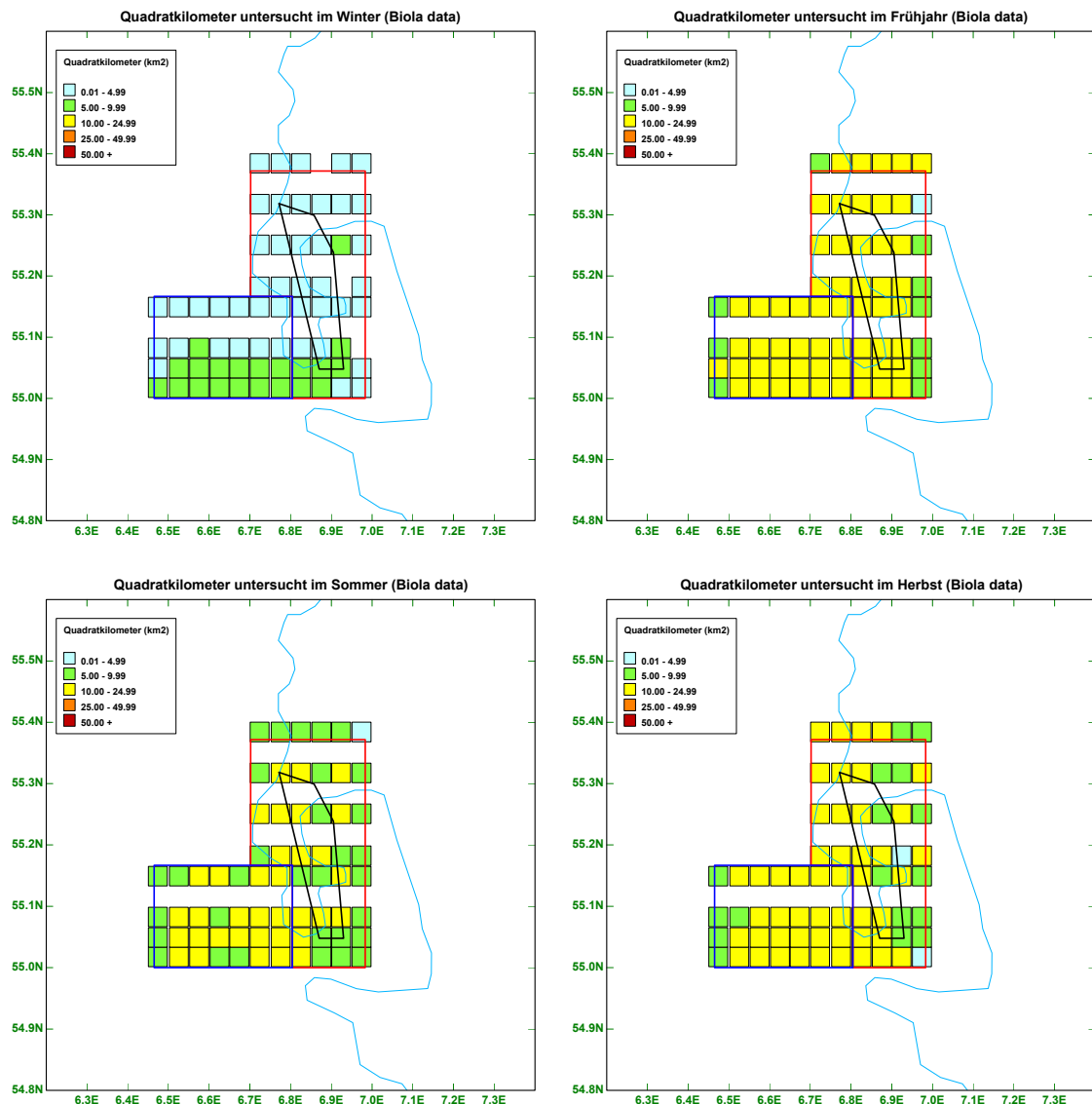


Abb. 51: Untersuchte Quadratkilometer im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst pro 2'x3'-Quadrant im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002 (Quelle: BIOLA 2003a).

Diese sehr unterschiedliche Bearbeitungsintensität spiegelt sich trotz der im Fachgutachten von BIOLA (2003a) vorgenommenen Korrekturen in Bezug auf den Beobachtungsaufwand bei einigen Artengruppen in den Ergebnissen wieder (z. B. Seetaucher). Vor allem die für die häufigeren Arten erstellten Verbreitungskarten sind für den Winter nur eingeschränkt benutzbar. Dies gilt auch für die phänologischen Diagramme im Ergebnissteil. Diese Lücken lassen sich jedoch mit den vorhandenen Daten aus dem ESAS-Report (s. CAMPHUYSEN 2001) ergänzen, eine bessere Datengrundlage für den Winter liefert möglicherweise auch der z. Z. laufende 2. Teil der Basisuntersuchungen. Insgesamt ist die Datenbasis jedoch als ausreichend gut anzusehen, mit der eine differenzierte Beschreibung und Bewertung des Untersuchungsraumes als Lebensraum für Rastvögel und Nahrungsgäste möglich ist.

Ergebnis der Bestandsbewertung

Seltenheit und Gefährdung: Wie vorangegangen dargelegt, weisen insgesamt 27 der 65 während der Schiffsfahrten nachgewiesenen Arten (= 41,5 %) eine Gefährdungs- oder Schutzkategorie auf. Regelmäßig kommen von diesen Arten aber nur neun im Gebiet vor, von denen nur sechs auch in größerer Anzahl (mind. 1% der Gesamtindividuumsumme) nachgewiesen wurden: Stern- und Prachtaucher, Basstölpel, Fluss- und Küstenseeschwalbe sowie Sturmmöwe. Nach den angelegten Kriterien muss damit das Gebiet damit bezüglich Seltenheit und Gefährdung als **mittel** bewertet werden.

Eigenart/Vielfalt: Die unter bereits beschriebenen Vorbelastungen legen dar, dass die Seevogel-Lebensgemeinschaft im Untersuchungsraum durch anthropogene Einflüsse verändert ist. Vor allem die Fischerei bedingt eine Verschiebung des potenziell natürlichen Artenspektrums hin zu einem mehr von Larus-Möwen dominierten Rastvogelbestand. Dennoch kommen viele charakteristische Arten des Hochseelebensraumes im Untersuchungsraum vor. Brutvögel Helgolands oder der schleswig-holsteinischen Küste gastieren nur in geringen bis mittleren Anzahlen regelmäßig im Untersuchungsraum. Basstölpel, Eissturmvogel, Trottellumme, Tordalk und Dreizehenmöwe treten sowohl als Nahrungsgäste während der Brutzeit als auch als Wintergäste auf. Darüber hinaus sind auch durchziehende und übersommernde Heringsmöwen Teil der natürlichen Hochseelebensgemeinschaft, jedoch sind ihre Zahlen durch den Fischereibetrieb massiv erhöht. Ähnliches gilt für die Dreizehenmöwe, die als Wintergast im Untersuchungsraum auftritt. Seetaucher treten im Vergleich zu küstennäheren gebieten auch in eher niedrigen Dichten auf. Da also einerseits die Dichten der charakteristischen Taxa bis auf die Alke eher niedrig liegen und andererseits mittlere Dichten nichtlebensraumtypischer Taxa (Küstenvogelarten wie insbesondere die Larus-Möwen) vorkommen, wird dem Rastvogelbestand bezüglich des Kriteriums Eigenart und Vielfalt ein **mittlerer** Wert zugeordnet.

Natürlichkeit: Der in seiner Grundstruktur weitgehend unberührte Hochseelebensraum mit seiner charakteristischen Rastvogellebensgemeinschaft erfährt im Wesentlichen durch Schiffsverkehr direkte und indirekte Störungen. Direkte Störungen ergeben sich etwa dadurch, dass rastende und jungenführende Trottellummen sowie Seetaucher von Fischkuttern und anderen Schiffen vertrieben werden, indirekte Störungen sind die oben erwähnten fischereibedingten Belastungen in Form von Konkurrenz durch schiffsfolgende und für den Hochseelebensraum weniger typische Taxa. Außerdem wird die Natürlichkeit des Lebensraums durch Kontamination des Wassers (Öl und andere für Vögel toxische Stoffe) eingeschränkt. Den angegebenen Störfaktoren entsprechend wird die Natürlichkeit mit **mittel** bewertet.

Insgesamt wird das Untersuchungsgebiet für den Rastvogelbestand vor dem Hintergrund aller oben genannten Bewertungskriterien als Gebiet **mittlerer Bedeutung** bewertet (Tab. 42).

Tab. 42: Bestandsbewertung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste.

Bewertungsaspekt	Bewertungsergebnis
Seltenheit/Gefährdung	mittel
Vielfalt/Eigenart	mittel
ökologische Funktion	mittel
Gesamtbewertung	mittel

6.6.5 Bestandsbewertung – Zugvögel

Herleitung der Bewertung

Bei der Bewertung des Bestandes der Zugvögel werden die dargelegten Kriterien berücksichtigt. Als Ergänzung wird eine Analyse des Gefährdungsgrades der Arten durchgeführt.

Artenzahlen/Artenspektrum: Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten durch Sichtbeobachtungen (ganztags) und Verhören der Flugrufe (Dunkelphase) insgesamt 114 auf Artniveau bestimmte Vogelarten festgestellt werden. Hinzu kommen 20 nicht weiter differenzierte Sammelgruppen wie Enten unbest., Gänse unbest., Greifvögel unbest., Strandläufer unbest. oder Singvögel unbest., wodurch sich die ermittelte Artenzahl möglicherweise noch etwas erhöhen könnte. Die hier festgestellte Artengemeinschaft besteht zum einen aus Arten, die nur als Zugvögel über der Nordsee auftreten (z. B. Singvögel, Watvögel, Gänse und Enten), zum anderen treten Arten auf, für die das Untersuchungsgebiet neben seiner Funktion als Rast- oder Nahrungsgebiet auch den Charakter eines Durchzugsgebietes aufweist (u. a. Seetaucher, Meeresenten, Seeschwalben, Möwen).

Eine Vielzahl von Vogelarten überquert alljährlich die Deutsche Bucht auf dem Zuge. Der einzige Standort, an dem in diesem Bereich bisher langjährige Untersuchungen als Anhaltspunkt und Vergleich der am Zuggeschehen beteiligten Arten und Individuenzahlen vorliegt, ist die Insel Helgoland. Hier wurden seit über 100 Jahren Daten zum Artenspektrum der über die Nordsee ziehenden Vögel gesammelt. Bis zum Jahr 2000 konnten auf Helgoland insgesamt 413 Vogelarten nachgewiesen werden (DIERSCHKE et al. 2001). Nach DIERSCHKE et al. (1991-2001) werden auf Helgoland jährlich etwa 226-257 Arten beobachtet, die Masse der Vögel entfällt jedoch auf wenige häufige Arten. Die genannten Zahlen sind als Maximalwerte des über die Deutsche Bucht ziehenden Artenspektrums anzusehen, wobei die besonderen Effekte der Inselsituation Helgolands auf die Ergebnisse zu berücksichtigen sind.

Neben den Daten der Insel Helgoland liegen Beobachtungen aus küstenfernen Bereichen nur von der früheren, ehemals 75 km nordwestlich Helgolands gelegenen Forschungsplattform „Nordsee“ (FPN) vor, von denen einige Ergebnisse publiziert wurden. Nach Analyse des Datenmaterials der Publikationen wurden für die Zeiträume September, Anfang März bis Mitte April sowie Mai bis August insgesamt etwa 115 Arten im Bereich der Forschungsplattform „Nordsee“ nachgewiesen. Von diesen wurden 81 Arten auch im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 festgestellt.

Im Vergleich zu den oben genannten Zahlen liegt die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelte Artenzahl von 114 Arten deutlich unter den als Maximalwert einzustufenden Werten Helgolands, sie entspricht jedoch der auf der Forschungsplattform ermittelten Gesamtzahl. Zu berücksichtigen sind beim Vergleich der hohen Artenzahlen Helgolands die unterschiedlichen Erfassungsmethoden und -zeiträume sowie die unterschiedliche topographische Lage (Insellage mit entsprechender Attraktionswirkung im Vergleich zur offenen See) beider betrachteter Standorte.

Zusammenfassend ist das im Untersuchungsgebiet vorgefundene Artenspektrum unter Berücksichtigung des einjährigen Erfassungszeitraumes als durchschnittlich bzw. im normalen Bereich liegend einzustufen. Dies wird auch durch die Tatsache bestätigt, dass mit Ausnahme einer Art alle von DIERSCHKE et al. (1999-2001) nach Beobachtungen auf Helgoland ermittelten häufigen Zugvogelarten auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung festgestellt wurden.

Gefährdung und Schutzkategorien der Arten: In Tab. 48 des Fachgutachtens (BIOLA 2003a) werden die im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten aufgelistet, die länderübergreifende Schutz- oder Gefährdungskategorien aufweisen. Hierfür werden Anhang I der europäischen Vogelschutzrichtlinie (VSCH-RL; 79/409/EWG), die europäischen SPEC-Kategorien (Species of European Conservation Concern, TUCKER & HEATH 1994, in HEATH et al. 2000), die europäischen Gefährdungskategorien nach TUCKER & HEATH (1994, in HEATH et al. 2000) und der Status einer Vogelart nach dem Abkommen über afrikanisch-eurasisch wandernde Wasservögel (AEWA) herangezogen. Alle Kategorien werden unten erläutert. Ergänzend werden die Zahlen der europäischen Brut- und/oder Winterpopulationen der Arten (HEATH et al. 2000) aufgelistet.

Nach den oben dargelegten Kriterien weisen insgesamt 36 der 114 durch Sichtbeobachtungen und Verhören nachgewiesenen Arten (= 31,5 %) eine Gefährdungs- oder Schutzkategorie auf. Von diesen sind 24 Arten als eigentliche Zugvögel anzusprechen, die die Nordsee lediglich auf ihrem Zug überqueren (z. B. Alpenstrandläufer, Bekassine, Feldlerche, Gartenrotschwanz, Heidelerche, Merlin, Ringelgans, Säbelschnäbler, Sumpfohreule, Waldschnepfe). Zwölf Arten treten sowohl als Zug- als auch als Rastvögel/Nahrungsgäste im Gebiet auf (u. a. Basstölpel, Brandseeschwalbe, Flusseeschwalbe, Küstenseeschwalbe, Prachtaucher, Sterntaucher, Sturmmöwe, Trauerente).

Eine Reihe der gefährdeten Arten trat nach Auswertung der Ergebnisse der Sichtbeobachtungen in der Hell- und Dunkelphase nur mit sehr geringen Individuenzahlen im Untersuchungsgebiet auf. So wurden im gesamten Beobachtungszeitraum mit maximal 10 Tieren die Arten Alpenstrandläufer, Bruchwasserläufer, Gartenrotschwanz, Heidelerche, Kiebitz, Knäkente, Knutt, Kurzschnabelgans, Merlin, Ringelgans, Rotfußfalke, Rotschenkel, Säbelschnäbler, Samtente, Sandregenpfeifer, Schwarzschnabel-Sturmtaucher, Singschwan, Sturmschwalbe, Waldschnepfe, und Zwergschnepfe beobachtet. Die genannten 20 Arten entsprechen 55,6 % der gefährdeten Arten.

Beobachtungen zwischen 10 und 50 Individuen (entsprechend Dominanzanteilen zwischen 0,00 % und 0,02 %) entfielen auf Flusseeschwalbe, Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Pfuhlschnepfe, Prachtaucher, Rauchschwalbe, Sumpfohreule und Zwergmöwe. Diese entsprechen 22,2 % der gefährdeten Arten.

Mit Individuenzahlen zwischen 50 und 100 Tieren (entsprechend Dominanzanteilen zwischen 0,02 % und 0,04 %) traten drei der gefährdeten Arten im Untersuchungsgebiet auf: Brandseeschwalbe, Feldlerche und Sterntaucher. Diese entsprechen 8,3 % der gefährdeten Arten.

Von den Arten Bekassine, Sturmmöwe und Trauerente wurden Individuenzahlen zwischen 100 und 300 Tieren beobachtet (entsprechend Dominanzanteilen zwischen 0,04 % und 0,11 %). Die häufigsten gefährdeten Arten waren Küstenseeschwalbe (600,0 Individuen = 0,25 %) und Basstölpel (689,1 Individuen = 0,25 %).

Die Arten Bruchwasserläufer und Knäkente wurden nur durch die Methode Verhören nachgewiesen, so dass eine Individuenangabe nicht möglich ist.

Quantitative Aspekte des Vogelzuggeschehens: Eine Einschätzung der quantitativen Ausprägung des Vogelzuggeschehens im Untersuchungsgebiet ist aus methodischen Gründen schwierig. Derzeit sind keine Ergebnisse von Untersuchungen, die mit einer gleichen oder ähnlichen Methode durchgeführt wurden, für einen direkten Vergleich heranziehbar. Um dennoch Aussagen über die quantitative Ausprägung des Zuggeschehens ableiten zu können, werden daher auf Grund der räumlichen Nähe Helgolands als Vergleich und Orientierung die von DIERSCHKE et al. (1999, 2000, 2001) publizierten Ergebnisse herangezogen. Diese wurden jedoch weder auf einem Schiff erhoben noch liegt eine durchgängig gleiche oder vergleichbare Methodenwahl vor. Die Daten stammen aus unterschiedlich durchgeführten Erhebungen auf Helgoland. Darunter finden sich die Ergebnisse von Sichtbeobachtungen, „Seawatching“, Springtidenzählungen, Verhören, Zufallsfunde sowie Fänge. Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass aufgrund der Attraktionswirkung der Insel der Vogelzug hier vermutlich deutlich konzentrierter stattfindet als in den angrenzenden Seegebieten der Deutschen Bucht, so dass die Helgoländer Zahlen im Vergleich zur offenen See eher als Maximalwerte anzusehen sind. So kam es beispielsweise nach sehr starkem Nachtzug „in den Morgenstunden des 2.10. (2000) zu einem Masseneinfall von Singdrosseln auf der Insel: im Laufe des Vormittags zogen mindestens 15.000 Singdrosseln von der Insel ab, der weitere Rastbestand wurde auf 2.800 Ind. geschätzt“ (DIERSCHKE et al. 2001).

Bei den im Untersuchungsgebiet festgestellten maximalen Monats- oder Tagessummen lassen sich im Vergleich zu den für Helgoland angegebenen Zahlen sowohl Übereinstimmungen als auch extreme Abweichungen erkennen. So schwanken die im Vergleich zu den Werten Helgolands im Untersuchungsgebiet festgestellten Individuensummen zwischen den Faktoren 0,21 (Singdrossel) und 1009,5 (Graugans). Bei den an den Massenzugereignissen beteiligten Singvogelarten Buchfink, Rotdrossel und Singdrossel konnten im Untersuchungsgebiet deutlich höhere Tagessummenwerte als auf Helgoland festgestellt werden. Insgesamt ergeben sich bei vorwiegend nachts ziehenden Arten (Bsp. Goldregenpfeifer, Feldlerche, Star, Großer Brachvogel) deutlich geringere Abweichungen als bei den Tagziehern (Bsp. Mauersegler, Eiderente, Ringelgans, Lachmöwe, Zwergmöwe). Auf Artengruppen bezogen lassen sich bei Singvögeln, Watvögeln, Seevögeln, Seetauchern und Seeschwalben insgesamt höhere Übereinstimmungen feststellen als bei Meeresenten, Möwen, Seglern, Kormoranen, Enten und Gänsen. Besonders auffällig sind die Unterschiede bei den Arten Pfeifente (Faktor 317,25), Kurzschnabelgans (Faktor 503,72), Heckenbraunelle (Faktor 507,0), Ringelgans (Faktor 869,0) und Graugans (Faktor 1009,5).

Zu berücksichtigen sind jedoch bei einem Vergleich der Zahlen die oben erwähnten Unterschiede bezüglich der betrachteten Standorte sowie der angewandten Erfassungsmethoden und -zeiträume.

Zugstärken und Populationsgrößen ausgewählter Arten: Die Zugstärken (Jahressummen) der nach den Methoden Sichtbeobachtungen in der Hell- und Dunkelphase und Ruferfassung

(Dunkelphase) von Dezember 2001 bis Dezember 2002 im Untersuchungsgebiet Sandbank 24 ermittelten häufigsten Vogelarten sind der Tab. 50 im Fachgutachten (BIOLA 2003a) zu entnehmen.

Neben den eigentlichen Zugvögeln besteht die Vogelmgemeinschaft aus Arten, die sowohl als Zug- als auch als Rastvögel/Nahrungsgäste im Gebiet auftreten (z. B. Möwen, Seeschwalben, Seevögel, Seetaucher). Das Tageszug- bzw. Fluggeschehen wird in wesentlichen Anteilen von den Möwenarten Dreizehenmöwe, Heringsmöwe, Silbermöwe und Mantelmöwe, von den Seevögeln Eissturmvogel und Basstölpel sowie den Seeschwalben (Küstenseeschwalbe, Fluss-/Küstenseeschwalbe) bestimmt. Bei den genannten Arten lässt sich i.d.R. nicht genau zwischen Zugaktivitäten, lokalen Ortswechseln und Nahrungsflügen differenzieren. Aus der Gruppe der Zugvögel ist neben unbestimmten Drosseln und Singvögeln die Wacholderdrossel mit höheren Anteilen (2,1 %) am Tagzuggeschehen beteiligt. Daneben treten Sturmmöwe und unbestimmte Großmöwen, Trottellumme sowie unbestimmte Seetaucher mit Dominanzanteilen zwischen 1,1 % und 1,8 % auf.

Das Nachtzuggeschehen wird im Wesentlichen durch das Auftreten der Singvögel (v.a. Drosseln und Finkenvögel) und in geringerer Intensität von Watvögeln (Großer Brachvogel, Kiebitzregenpfeifer und Rotschenkel) bestimmt.

In der nachfolgenden Analyse der Populationsgrößen und der festgestellten Zugstärken werden einige ausgewählte Arten bzw. Artengruppen näher betrachtet, wobei der Schwerpunkt auf die eigentlichen Zugvögel gelegt wird. Hierbei werden sowohl die im Gebiet häufigen Arten als auch die gefährdeten Arten betrachtet.

Singvögel: Häufige Singvogelarten im Untersuchungsgebiet sind Wacholderdrossel, Singdrossel, Rotdrossel, Amsel, Misteldrossel, Buchfink, Bergfink, Feldlerche, Rotkehlchen und Zilpzalp. Mit Ausnahme der Feldlerche (SPEC 3, V) sind alle Arten derzeit europaweit nicht gefährdet. Ausgehend von der Hauptzugrichtung SW bzw. NO wird die östliche Deutsche Bucht vor allem von Landvögeln aus dem fennoskandinavischen Raum überflogen. Die festgestellten Zugvögel sind deshalb vermutlich überwiegend den Brutpopulationen Nordeuropas zuzurechnen. Neben der Gesamtgröße der europäischen Brutpopulation werden deshalb die Größen der Brutpopulationen (Paare) für Dänemark, Norwegen, Schweden und Finnland - als minimale Ursprungspopulation der Durchzügler - für einen Vergleich berücksichtigt.

Nach den derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnissen erscheinen die am Massenzugereignis beteiligten Arten Misteldrossel, Singdrossel und Wacholderdrossel mit höheren Populationsanteilen im Untersuchungsgebiet. So wurden aus den erhobenen Daten für die Misteldrossel Individuenanteile zwischen 1,8 % und 4,1 %, für die Singdrossel zwischen 0,8 % und 1,3 % und für die Wacholderdrossel zwischen 0,9 % und 2,1 % der Gesamt-Individuensumme der Brutpopulationen des fennoskandinavischen Raumes berechnet. Die Arten Amsel, Bergfink, Buchfink und Rotdrossel traten mit nicht erheblichen Populationsanteilen auf. Angesichts der Höhe der nordeuropäischen Brutbestände scheint das Untersuchungsgebiet während des Zuges auf Populationsniveau für diese Arten keine besondere Bedeutung zu besitzen. Auch für die mit höheren Populationsanteilen auftretenden Arten Mistel-, Sing- und Wacholderdrossel gilt Entsprechendes. Angesichts des über der Nordsee großräumig verlaufenden Breitfrontzuges der nachziehenden Landvögel sowie des Auftretens von Massenzugereignissen in küstenfernen Bereichen der Deutschen Bucht - vgl. die Beobachtungen von MÜLLER (1981) auf der Forschungsplattform „Nordsee“ - lässt sich während des Zuges

für diese Arten auf Populationsniveau ebenfalls keine besondere Bedeutung des Untersuchungsgebietes erkennen.

Für die nach Verhören der Flugrufe häufigen Arten Feldlerche, Rotkelchen und Zilpzal wurden keine direkten Populationsvergleiche vorgenommen.

Auch für die im Folgenden aufgeführten Gruppen bzw. Arten hat das Untersuchungsgebiet nach den erhaltenen Ergebnissen während des Zuges auf Populationsniveau keine besondere Bedeutung:

- Watvögel (subjektive Einschätzung nach BIOLA 2003a)
- Gänse
- Enten und Schwäne
- Zwergmöwe
- Küsten-, Brand- und Flusseeeschwalbe
- Greifvogelarten und Sumpfohreule
- Seetaucher

Räumliche Aspekte des Vogelzuges: Die Erfassungen wurden bei günstiger Wetterlage während des Herbstes/Winters von einer nordöstlich des geplanten Offshore-Windparks gelegenen Ankerposition und während des Frühjahrs/Sommers von einer südwestlich gelegenen Ankerposition aus durchgeführt. Daneben wurde das Gebiet sowohl bei stärkerem Seegang mit minimaler Geschwindigkeit als auch bei den Rastvogel-Erhebungen durchfahren. Auf der Grundlage der jeweils hierbei durchgeführten Beobachtungen ergeben sich keine Hinweise auf unterschiedliche Dichten oder besondere Konzentrationsbereiche des Vogelzuges innerhalb des Untersuchungsgebietes. Demnach lassen sich keine Zugkorridore bzw. Leitlinieneffekte im Untersuchungsgebiet feststellen.

Bewertungsmethodik

Bewertet wird die Bedeutung des Vogelzuges innerhalb der Nordsee im Bereich der AWZ. Der Zug über der Nordsee verläuft als Breitfrontzug und ist als kleiner Ausschnitt aus einem großflächig über Nordeuropa verlaufenden Zuggeschehen anzusehen (BERTHOLD 2000, GATTER 2000). Nach radarornithologischen Untersuchungen konnte JELLMANN (1977) im Wesentlichen vier Zugströme über der Deutschen Bucht nachweisen, wobei ein Breitfrontzug nach NO vorherrschte und die größten Intensitäten erreichte. Im Rahmen dieses großräumigen Zuggeschehens stellte JELLMANN (1977) auch eine als Bandzug bezeichnete, auf zwei schmalen Fronten verlaufende, direkt nach Norden gerichtete Wanderbewegung fest. Neben ökologischen Barrieren (z. B. Gebirge, Meere) wird das Erscheinungsbild des Breitfrontzuges ganz erheblich durch „Leitlinien“ beeinflusst (GATTER 2000). Eine Leitlinie ist eine geographische Ausformung, an der entlang sich ein Massenzugweg entwickelt (SCHÜZ 1971, zit. in JELLMANN 1988). Hierbei kommt es zu geländemorphologisch bedingten Massierungen und zu einer Kanalisierung des Breitfrontzuges, so lange die Leitlinie mit der Primärzugrichtung übereinstimmt. Die Wirkungen sind vor allem durch visuelle Beobachtungen des Tagzuges bekannt geworden. Für das nordwestdeutsche Küstengebiet konnte JELLMANN (1988) auch am Beispiel eines einzelnen, sehr starken Nachtzugablaufes (hauptsächlich

Limikolen) Leitlinieneffekte aufzeigen. Hierbei wurden von den Vögeln über mehrere Stunden hinweg konstante Flugwege eingehalten, die sich hauptsächlich über Flussläufen konzentrierten, während dazwischen liegende Gebiete gemieden wurden. Eine weitere Zugroute führte die Vögel entlang der ostfriesischen Küste nach Südwesten. Weiterhin konnte JELLMANN (1977) im Rahmen des oben beschriebenen nordost-gerichteten Breitfrontzuges im Bereich des Ems-Mündungsgebietes eine Verdichtung des Zuggeschehens feststellen.

Im Gegensatz hierzu weisen schon HELBIG & LASKE (1982) auf das Fehlen von Leitlinien und der damit verbundenen geringeren Tagzugintensität bei Helgoland im Vergleich zu küstennahen Beobachtungspunkten hin. Auch deutet sich bei vielen See- und Wasservogelarten ein Gradient in der Verteilung an, der offenbar zu Konzentrationen des Tagzuges in küstennahen Gebieten und der östlichen Deutschen Bucht sowie zu deutlich geringeren Konzentrationen in der offenen Nordsee führt (vgl. DIERSCHKE 2001).

Vor dem Hintergrund der möglichen unterschiedlichen Ausprägungen des Zuggeschehens über der Nordsee werden nachfolgend drei Kategorien für die Bewertung von Seegebieten im Bereich der Deutschen Bucht definiert. Neben den beschriebenen räumlich-quantitativen Aspekten kann als qualitatives Kriterium die Artenzahl der Vogelsonnenschaft ergänzend herangezogen werden, diese geht jedoch nicht gleichgewichtet in die Bewertung ein.

Hohe Bedeutung: Das Gebiet weist für das Zuggeschehen Leitlinien auf, es kommt dadurch zu hohen Konzentrationen bestimmter Taxa. Es findet regelmäßig Zuggeschehen statt, das sowohl für den Tageszug als auch für den Nachtzug durch hohe bis sehr hohe Intensitäten (Massenzug) gekennzeichnet ist. Zusätzlich kann die Zugvogelsonnenschaft eine hohe Artenzahl aufweisen.

Mittlere Bedeutung: Das Gebiet weist keine Leitlinien und Konzentrationsbereiche auf. Es findet regelmäßig Zuggeschehen statt, das für den Tageszug durch geringe Intensitäten und für den Nachtzug durch mittlere bis hohe Intensitäten (Massenzug) gekennzeichnet ist. Zusätzlich kann die Zugvogelsonnenschaft eine mittlere Artenzahl aufweisen.

Geringe Bedeutung: Das Gebiet weist keine Leitlinien und Konzentrationsbereiche auf. Es findet Zuggeschehen unregelmäßig sowie in geringer Intensität statt. Zusätzlich ist die Zugvogelsonnenschaft durch eine geringe Artenzahl gekennzeichnet.

Beurteilung der Datenbasis

Insgesamt wurden für die Zugvogelerfassung Untersuchungen an 68 Tagen durchgeführt: Es handelt sich aber nicht immer um volle Tage, deshalb werden die durchgeführten Untersuchungsstunden herangezogen. Bei einem Mindestumfang von 50 Untersuchungstagen pro Jahr (nach BSH 2001) beträgt die Summe für die Radaruntersuchungen 1200 Stunden und für die Sichtbeobachtungen und die Erfassung der Flugrufe je 600 Stunden. Mit den durchgeführten Untersuchungen werden hinsichtlich der Radaruntersuchungen (Horizontalradar) 84,7% der Mindestanforderungen, bei den Sichtbeobachtungen in der Hellphase 95% und beim Verhören 73,55% der Mindestanforderung abgedeckt. Des Weiteren liegen aber 445,3 Stunden nicht geforderte Sichtbeobachtungen in der Dunkelphase und zusätzlich empfohlene Untersuchungen mit dem Vertikalradar (1016 Std.) vor (s. Tab. 43).

Die Abweichungen sind auf zahlreiche Fahrtabbrüche und Fahrtabstagen auf Grund ungünstiger Witterung zurückzuführen. Die Verteilung der Radarstunden auf die einzelnen Monate zeigt Abb. 52. Ebenso wie bei den Schiffstransektuntersuchungen sind von den Ausfällen besonders einzelne Monate betroffen. So liegen aus dem Februar gar keine Untersuchungen vor und auch der Oktober, ein sehr wichtiger Monat für den Vogelzug, weist große Lücken auf. Zu wenig Material liegt vermutlich auch aus dem August vor, da es einige insektenfressende Singvogelarten gibt, die in dieser Zeit schon stark ziehen (z. B. unter den Grasmücken, Laubsängern und Rohrsängern). Auch Mauersegler und viele Watvögel ziehen bereits im August.

Tab. 43: Übersicht über die Summen der durchgeführten Untersuchungsstunden pro Methode sowie die vorgegebenen Stundensummen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den Vorgabesummen der ‚Sichtbeobachtungen Hellphase‘ und ‚Verhören‘ aufgrund ungleicher Tag-, Nachtlängen nur um idealisierte Werte handelt (Quelle: BIOLA 2003a).

Methodenname	Summe Std. durchgeführt	Summe Std. Vorgabe BSH
Horizontalradar	1016,0	1.200
Sichtbeobachtung Hellphase	570,7	600
Sichtbeobachtung Dunkelphase	445,3	0 (nicht gefordert)
Verhören	441,3	600
Vertikalradar	1016,0	1200

Weiterhin kam es methodenspezifisch auch während der dargestellten Beobachtungszeiten zu Ausfallzeiten. Hiervon betroffen sind ausschließlich die Radaruntersuchungen. Die Ausfälle sind hier jedoch sehr hoch. So kam es beim Horizontalradar zu Ausfallzeiten von 54,9%, beim Vertikalradar waren es immerhin noch 22,3%. Auch diese Ausfallzeiten verteilen sich aber nicht gleichmäßig über die Monate, sondern konzentrieren sich in der zweiten Hälfte des Jahres 2002. So liegen ab Mitte Juli 2002 keine auswertbaren Radarbeobachtungen mehr vor.

Insgesamt ist das Material über die Zugvögel sehr heterogen. Die Interpretation wird aufgrund der Lücken im Material und dem sehr unregelmäßigen Auftreten des Vogelzuges erschwert. Überwiegend witterungsbedingt kann innerhalb eines Tages ein Großteil der gesamten Singvögel durchziehen. Trotzdem ist davon auszugehen, dass unter Einbeziehung von anderen vorliegenden Untersuchungen über das Zuggeschehen über der Nordsee (z. B. JELLMANN 1977, DIERSCHKE et al. 1991-2001 u.v.a.) eine Bewertung und Interpretation des Vogelzuges im Untersuchungsgebiet mit dem vorhandenen Datenmaterial möglich ist. Außerdem lassen sich z. B. Lücken in den Radardaten mit Material aus den Sichtbeobachtungen ergänzen.

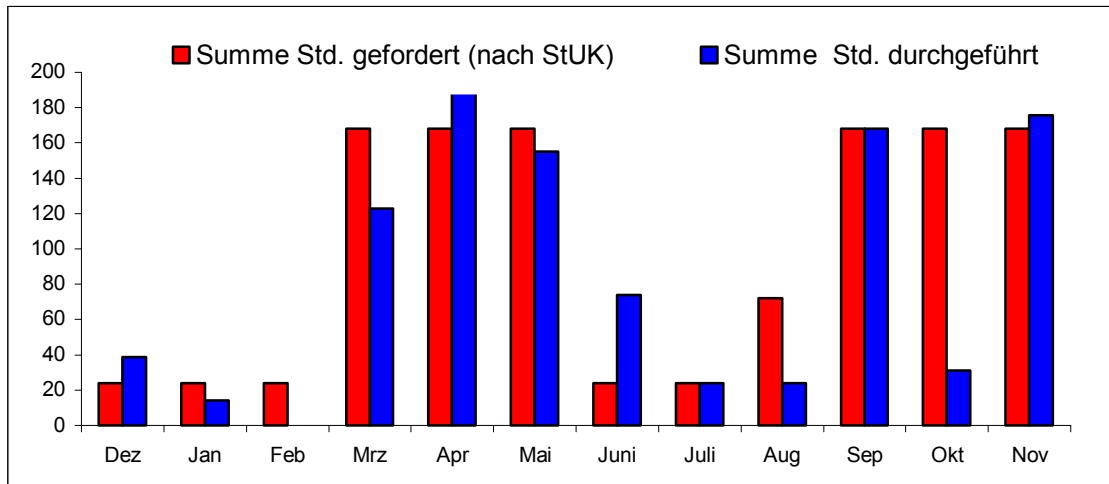


Abb. 52: Verteilung der mindestens geforderten und der durchgeführten Stunden bei der Radarerfassung (Horizontal- und Vertikalradar)⁴.

Ergebnis der Bestandsbewertung

Im Untersuchungsgebiet konnte mit den hier angewandten Methoden ein Ausschnitt des über der Deutschen Bucht stattfindenden Vogelzuges erfasst werden. Nach Analyse der Daten anderer Untersuchungen entsprechen die Ergebnisse unter Berücksichtigung methodenbedingter Abweichungen weitgehend den Erwartungswerten. Das im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Artenspektrum sowie die festgestellte Artenzahl sind als durchschnittlich zu bezeichnen. Das Nachtzuggeschehen ist insgesamt durch mittlere bis hohe Intensitäten mit Auftreten von Massenzugereignissen gekennzeichnet und geht vor allem auf Singvogel- sowie in geringerem Maße auf Limikolenzug zurück. Von den hieran beteiligten Arten traten - bezogen auf die Größen der jeweils relevanten Brutpopulationen des fennoskandinavischen Raumes - die in Europa nicht gefährdeten Singvogelarten Misteldrossel, Wacholderdrossel und Singdrossel mit höheren Individuenanteilen im Untersuchungsgebiet auf, wobei Anteile zwischen 0,8 % und 4,1 % berechnet wurden. Vor dem Hintergrund des großräumig über der Nordsee verlaufenden Breitfrontzuges der Landvögel konnte hieraus jedoch nicht eine besondere Bedeutung des Untersuchungsgebietes während des Zuges für diese Arten abgeleitet werden. Neben den genannten Arten traten sowohl ungefährdete als auch gefährdete Vogelarten nicht in nennenswerten Anteilen ihrer Populationen im Untersuchungsgebiet auf.

Das Tagzuggeschehen wird zu wesentlichen Anteilen durch die Präsenz von Arten geprägt, bei denen nicht genau zwischen Zugaktivitäten, lokalen Ortswechseln und Nahrungsflügen differenziert werden kann. Dies gilt in besonderem Maße für die dominant auftretenden Möwenarten und für einige Seevogelarten. Die Intensität des eigentlichen Zuggeschehens während des Tages ist insgesamt als gering einzustufen. Im Vergleich zu den an der Wattenmeerküste ermittelten Abundanzen legen die Daten zum hier beobachteten Watvogel-, Gänse- und Entenzug den Schluss nahe, dass

⁴ Biola (2003a) geben als Hauptzugzeiten mit erhöhter Untersuchungsintensität die Monate März bis April sowie September bis November an. Da es aber gerade unter den Singvögeln Arten gibt, die auch früher ziehen, ist die Anzahl geforderter Radarstunden für den August u. E. etwas höher anzusetzen als mit nur einem Tag. Die Anzahl insgesamt geforderter Stunden im Diagramm entspricht den mindestens 50 Untersuchungstagen aus dem StUK.

das Untersuchungsgebiet außerhalb des küstennah konzentrierten Wasservogelzuges liegt. Sowohl ungefährdete als auch gefährdete Arten traten während des Tagzuges nicht in nennenswerten Anteilen ihrer Brut- oder Rastpopulationen auf. Für diese Arten lässt sich daher keine besondere Bedeutung des Untersuchungsgebietes als Durchzugsgebiet ableiten. Entsprechendes gilt aufgrund der ermittelten Durchzugszahlen auch für die Seetaucher. Sowohl für den Tag- als auch für den Nachtzug lassen sich keine Zugkorridore bzw. Leitlinieneffekte im Untersuchungsgebiet feststellen, so dass von einer Überquerung des Gebietes im un gelenkten Breitfrontzug auszugehen ist.

Entsprechend den definierten Kriterien wird das Untersuchungsgebiet aufgrund

- des Fehlens von Leitlinien und Konzentrationsbereichen
- der festgestellten geringen Intensitäten während des Tagzuges
- der mittleren bis hohen Intensitäten mit Auftreten von Massenzug während des Nachtzuges sowie
- der durchschnittlichen Artenzahl

für den Vogelzug über der Nordsee als **Gebiet mittlerer Bedeutung** bewertet.

6.7 Schutzgut Marine Säugetiere

Aus der Gruppe der marinen Säuger, also der Walartigen (*Cetacea*) und der Robbenartigen (*Pinnipedia*), sind der Schweinswal, der Seehund und die Kegelrobbe im Bereich der deutschen Nordsee autochton. Im Rahmen der Basisuntersuchungen zum geplanten Vorhaben wurde die Kegelrobbe nicht und der Seehund nur sporadisch erfasst. Die vorliegende UVS fokussiert deshalb auf den Schweinswal.

6.7.1 Bestandscharakterisierung

Zur Beurteilung der ökologischen Bedeutung des Pilotgebietes für marine Säugetiere wurde das Vorkommen, die Verbreitung und ggf. die Habitatnutzung von Schweinswal, Seehund und Kegelrobbe im Jahr 2002 erfasst. Die Ergebnisse sind in BIOLA (2003b) detailliert beschrieben. Im Folgenden werden die relevanten Ergebnisse zusammenfassend dargestellt.

6.7.1.1 Untersuchungsgebiet und –konzept

Das Untersuchungsprogramm gliedert sich in Anlehnung an das Standarduntersuchungskonzept (BSH 2001) in zwei Schwerpunkte und vier methodische Ansätze:

1. Mammalogische Untersuchungen

- Walflüge: Erfassung durch eine auf die Meeressäuger abgestimmte Befliegungsmethodik,
- Akustik: Erfassung durch stationäre Klickdetektoren. Ergänzende Erfassung durch das Schleppen eines Klickdetektors während der Schiffstransektfahrten und das Auslegen eines Klickdetektors während der avifaunistischen Radarbeobachtungen.

2. Avifaunistisch-mammalogische Untersuchungen

- Schiffstransekt-Zählungen: Ergänzende Erfassung von Meeressäugern durch Beobachtung während der avifaunistischen Schiffstransekt-Zählungen,
- Vogelflüge: Ergänzende Erfassung von Meeressäugern durch Beobachtung während der Flugtransekt-Zählungen.

Walflüge

Durch das Abfliegen von Linientransekten wurde die Verteilung der marinen Säugetiere im Pilotgebiet und im Umfeld des Pilotgebietes erfasst. Der Untersuchungsraum hatte eine Ausdehnung von ca. 2.200 km² und wurde in 12 Ost-West Transekte eingeteilt, die eine Länge von jeweils ca. 43 km besaßen. Die Transekte hatten einen Abstand von 4,5 km, die Transekt-Gesamtlänge betrug 515 km. Zur Lage und Verteilung der Transekte s. Tab. 44 und Abb. 53. Die Flüge sollten mindestens sechs mal pro Jahr stattfinden. Vier Flüge waren dabei im monatlichen Intervall von Mai bis August, also während der Fortpflanzungszeit zur Erfassung der Kälber vorgesehen. Zusätzlich sollte jeweils ein Flug im Herbst und Winter durchgeführt werden. Insgesamt konnten vier Zählflüge im Mai, Juli, August und November 2002 realisiert werden. Aufgrund permanent schlechter Wetterlage und wochentags stattfindender Militärübungen hat die für Juni geplante Befliegung nicht stattgefunden. Eine für Dezember geplante Winterbefliegung hat ebenfalls aufgrund schlechter Witterungsbedingungen nicht stattgefunden. Weitere Details zur Erfassungsmethodik sind BIOLA (2003b) zu entnehmen.

Tab. 44: Koordinaten und Längen der Flugtransekte für die Erfassung der Meeressäuger 2002 (Quelle: BIOLA 2003b).

Transekt Nr.	Start WP	Koordinaten	End WP	Koordinaten	Länge km
1	1	54° 57.500 ' N 007° 05.400 ' E	2	54° 57.500 ' N 006° 24.800 ' E	43.17
2	3	54° 59.900 ' N 006° 24.800 ' E	4	54° 59.900 ' N 007° 05.400 ' E	43.13
3	5	55° 02.300 ' N 007° 05.400 ' E	6	55° 02.300 ' N 006° 24.800 ' E	43.09
4	7	55° 04.700 ' N 006° 24.800 ' E	8	55° 04.700 ' N 007° 05.400 ' E	43.04
5	9	55° 07.100 ' N 007° 05.400 ' E	10	55° 07.100 ' N 006° 24.800 ' E	43.00
6	11	55° 09.500 ' N 006° 24.800 ' E	12	55° 09.500 ' N 007° 05.568 ' E	43.14
7	13	55° 11.900 ' N 007° 05.400 ' E	14	55° 11.900 ' N 006° 24.800 ' E	42.91
8	15	55° 14.300 ' N 006° 24.800 ' E	16	55° 14.300 ' N 007° 05.400 ' E	42.87
9	17	55° 16.700 ' N 007° 05.400 ' E	18	55° 16.700 ' N 006° 24.800 ' E	42.83
10	19	55° 19.100 ' N 006° 24.800 ' E	20	55° 19.100 ' N 007° 05.400 ' E	42.79
11	21	55° 21.500 ' N 007° 05.400 ' E	22	55° 21.500 ' N 006° 24.800 ' E	42.74
12	23	55° 23.900 ' N 006° 24.800 ' E	24	55° 23.900 ' N 007° 05.400 ' E	42.70
Gesamt: 515,23					

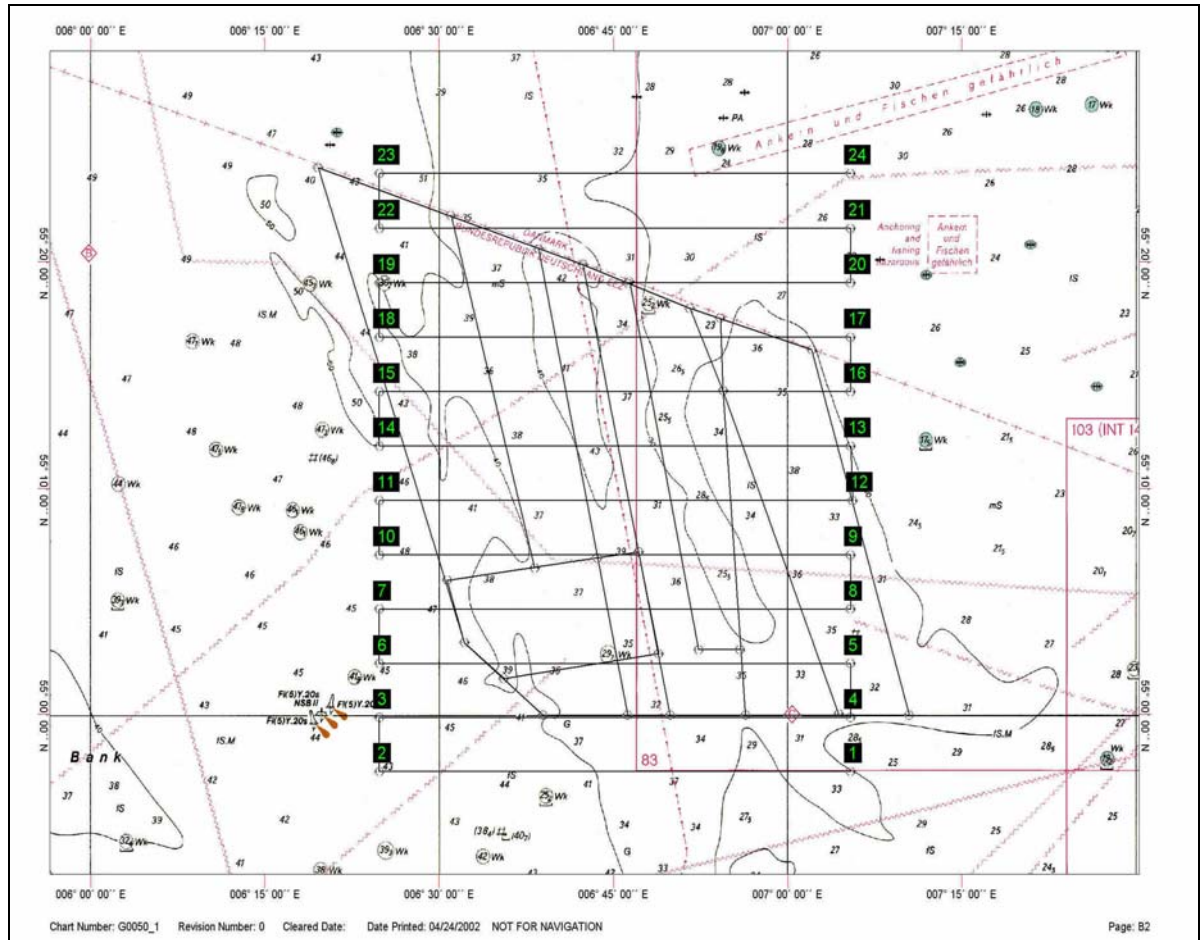


Abb. 53: Lage der Meeressäuger-Flugtransekte (Quelle: BIOLA 2003b).

Akustik

Schweinswale nutzen Ultraschallsignale, die sogenannten Klicks, zur Orientierung und Beuteortung unter Wasser (AU 1993).

Mittels Klickdetektoren (T-POD's) können Klicklaute von Schweinswalen aufgezeichnet werden. Ein T-POD besteht aus einem Unterwassermikrofon (Hydrophon), welches mit einem Datalogger verbunden ist, der über spezielle Filter Schweinswalklicks aus den Umgebungsgeräuschen herausfiltert.

In der hier vorliegenden Untersuchung wurden T-POD's in dreierlei Weise eingesetzt: 1) Stationär an Messtonnen zur Untersuchung der Habitatnutzung, 2) mobil als Schleppdetektor während der Schiffstransect-Zählungen und 3) stationär an Bojen während der Radartage am Ankerplatz.

Während der akustischen Untersuchungen kam es zu technischen Problemen, Beschädigungen und Entwendungen der eingesetzten Geräte. Quantitative Aussagen zum Vorkommen und zur Bestandsdichte von Schweinswalen sind auf der Grundlage der akustischen Untersuchungen nicht zu treffen. Hinweise auf das Vorkommen von Schweinswalen werden aber auch durch die erfassten akustischen Signale belegt.

Aufgrund der oben angeführten Probleme bei der Durchführung akustischer Untersuchungen besteht bis auf weiteres keine Verpflichtung zur Durchführung von akustischen Untersuchungen in den Basisuntersuchungen. Zum Zwecke der Identifizierung der örtlichen Verbreitung der Säuger werden die Schiffs- und Flugbeobachtungen als hinreichend erachtet (Dahlke, BSH 2003 schriftl.).

Schiffstransekt-Zählungen

Für die Schiffstransekt-Zählungen wurden acht Paralleltransekte in Ost-West Richtung über das zu erfassende Gebiet verteilt. Die Transekte besaßen einen Abstand von 5 km und eine Länge von 17,7 bzw. 33 km. Die Transekt-Gesamtlänge betrug 202,4 km. Gemäß den Vorgaben des STUK wird bei der Erfassung zwischen dem Pilotgebiet und einem westlich angrenzenden Referenzgebiet differenziert. Aufgrund der hohen Mobilität der marinen Säugetiere werden für die Bestandscharakterisierung beide Gebiete dargestellt. Die Daten wurden nach der im Rahmen des „Seabird-at-Sea“-Programms standardisierten Methode aufgenommen (s.a. Kap. Avifauna). Zur Lage der Transekte s. Abb. 31 in Kap. Avifauna

Vogelflüge

Insgesamt wurden drei Zählflüge (25.04.02, 04.06.02 und 18.11.02) durchgeführt. Der Flug am 25.04.02 wurde jedoch aufgrund schlechter Wetterlage abgebrochen. In die Auswertung gehen lediglich der Juni- und Novemberflug ein. Die Details der Datenaufnahme sowie die Lage der Transekte sind in Kap. Avifauna dargestellt.

6.7.1.2 Ergebnisse der Erfassungen - Schweinswale

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Bestandserfassung getrennt für die vier oben genannten methodischen Ansätze aufgeführt.

Walflüge

Insgesamt wurden während der vier Zählflüge (s.o.) bei 159 Sichtungen 228 Schweinswale erfasst. Die durchschnittliche Gruppengröße lag demnach bei 1,43 Tieren pro Sichtung. Die meisten Schweinswale wurden im Mai 2002 gesehen, gefolgt von August und Juli. Im November wurden vergleichsweise wenige Tiere gesichtet (Tab. 45).

Tab. 45: Anzahl der von Mai 2002 bis November 2002 während der Walflüge gesehenen Schweinswale (nur Sichtungen der beiden Hauptzähler) (Quelle: BIOLA 2003b).

Datum	Sichtungen	Alttiere	Kälber	Summe
23.05.02	67	89	4	93
20.07.02	40	50	9	59
17.08.02	47	64	6	70
01.11.02	5	6	-	6
Summe	159	209	19	228

Die relativen Häufigkeiten (Schweinswale pro km Transekt) zeigt Abb. 54. Es ist zu erkennen, dass die relativen Häufigkeiten von Mai bis August 2002 nur wenig voneinander abwichen, während sie im November 2002 um etwa den Faktor 10 zurückgingen.

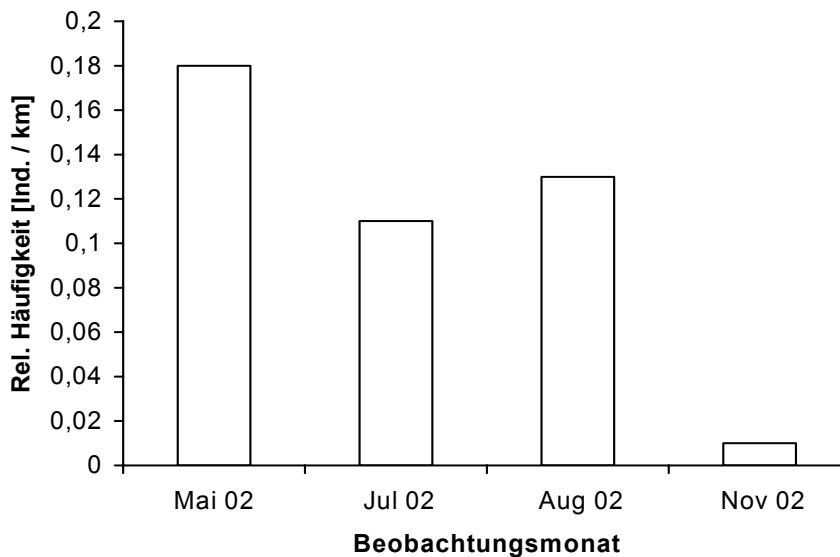


Abb. 54: Relative Häufigkeit von Schweinswalen während der Walflüge von Mai bis November 2002 (Quelle BIOLA 2003b).

Die Schweinswale wurden meist einzeln oder in kleinen Gruppen angetroffen: 70,4 % der Sichtungen betrafen ein Tier. Zweiergruppen nahmen 22,6 % der Sichtungen ein. Dreier- Vierer und Fünfergruppen waren relativ selten. Lediglich einmal wurde eine Gruppe von acht Tieren beobachtet.

Die Gruppengrößen variierten nur wenig zwischen den Beobachtungsmonaten. Im Mai 2002 wurden im Mittel 1,38 Schweinswale pro Sichtung gesehen. Im Juli und August 2002 lag die mittlere Gruppengröße mit 1,47 bzw. 1,48 Individuen pro Sichtung am höchsten, während im November 2002 lediglich 1,2 Individuen pro Sichtung gezählt wurden.

Die ersten Kälber wurden bereits beim ersten Flug im Mai 2002 gesichtet. Der Kälberanteil relativ zur Anzahl der insgesamt gesichteten Tiere betrug für diesen Monat 4,3 %. Im Juli 2002 wurde mit 15,25 % der höchste Kälberanteil erreicht. Im August lag der Anteil von Kälbern bei 8,5 %. Im November wurden keine Kälber gesichtet.

Die Bestimmung der Dichte [n/km^2] der Meeressäuger im untersuchten Gebiet folgt der „line-transect distance-sampling“-Methode (BUCKLAND et al. 2001), nach der die Beobachtungswahrscheinlichkeit eines Tieres mit zunehmender Entfernung zum Transekt sinkt. Mit Hilfe der Software DISTANCE (THOMAS et al. 1998) kann aus den gemessenen Entfernungen der Sichtungen zum Transekt eine Dichte berechnet werden.

In Tab. 46 sind die Ergebnisse der Dichteberechnungen nach DISTANCE dargestellt. Dabei sind nur die Daten der Flüge von Mai bis August 2002 in die Dichteberechnung eingegangen. Für den No-

vember konnten, aufgrund der geringen Anzahl von Sichtungen, keine Dichteberechnungen vorgenommen werden. Es ist erkennbar, dass die höchste Dichte im Mai vorgefunden wurde, gefolgt von August und Juli. Die ermittelten Dichtedaten konnten als Grundlage für die Berechnungen der Bestände für die drei Monate herangezogen werden. Geht man von einer Gesamtfläche des untersuchten Gebietes von 2200 km² aus, kamen in diesem Gebiet im Mai 2002 ca. 6.900 Schweinswale vor. Im Juli waren es ca. 3.600 Tiere, und im August ca. 6.200 (Tab. 46). Weitere Details zur Dichteberechnung der Schweindwalbestände sind BIOLA (2003b) zu entnehmen.

Tab. 46: Ergebnisse der Dichteberechnungen aus den Walflügen (ESW = effektive Streifenbreite; CV = Variationskoeffizient; $\pm$ SE = Standardfehler; * = Werte für g(0) kumulativ ermittelt) (Quelle BIOLA 2003b).

Monat	g (0)	Aufwand (km)	Left-truncation (m)	ESW (m)	Dichte (Ind./km ²)	Dichte CV	Bestand ($\pm$ SE)
Mai 02	0,22*	515	70	106	3,13	0,35	6.899 (2.443)
Juli 02	0,22*	515	50	127	1,63	0,29	3.593 (1.049)
Aug. 02	0,22*	515	30	95	2,80	0,38	6.177 (2.389)

In Abb. 55 bis Abb. 58 sind die räumlichen Verteilungen der Schweinswalsichtungen während der vier Walflüge dargestellt. Dabei wird die erhöhte Anzahl an Schweinswalsichtungen in den Monaten Mai und August deutlich. Die Ergebnisse zeigen auch, dass sich die Schweinswalsichtungen mehr oder weniger gleichmäßig über das gesamte Gebiet verteilen. Schwerpunkträume, die auf eine herausragende ökologische Bedeutung von Teilgebieten schließen lassen, sind aus den Sichtbeobachtungen nicht abzuleiten. Es ist davon auszugehen, dass die im untersuchten Gebiet vorgefundene Verteilung ein großräumiges Verteilungsmuster widerspiegelt, dass sich in alle Richtungen über das Untersuchungsgebiet hinaus fortsetzt (s. hierzu auch Kap. 6.7.1.4).

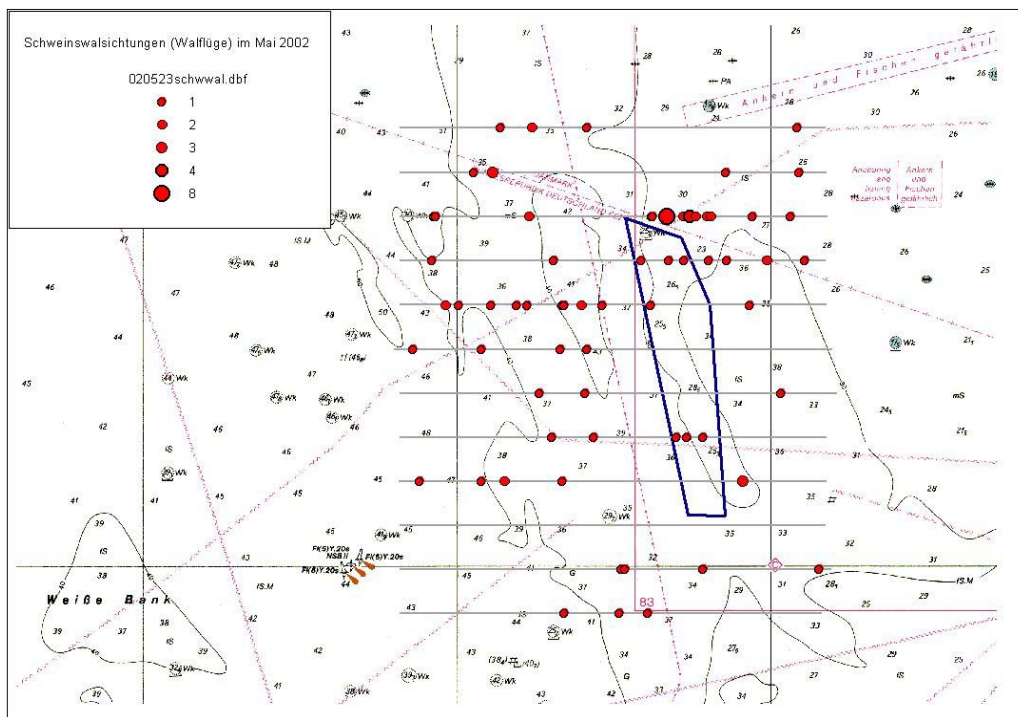


Abb. 55: Schweinswalsichtungen (Walflüge) im Mai 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).

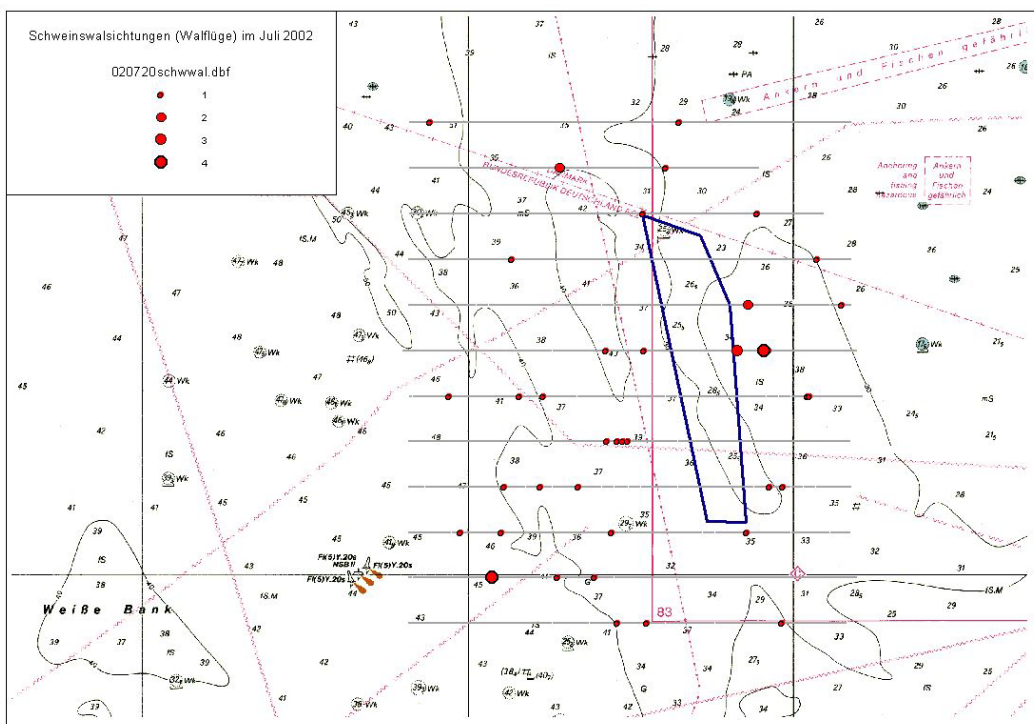


Abb. 56: Schweinswalsichtungen (Walflüge) im Juli 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).

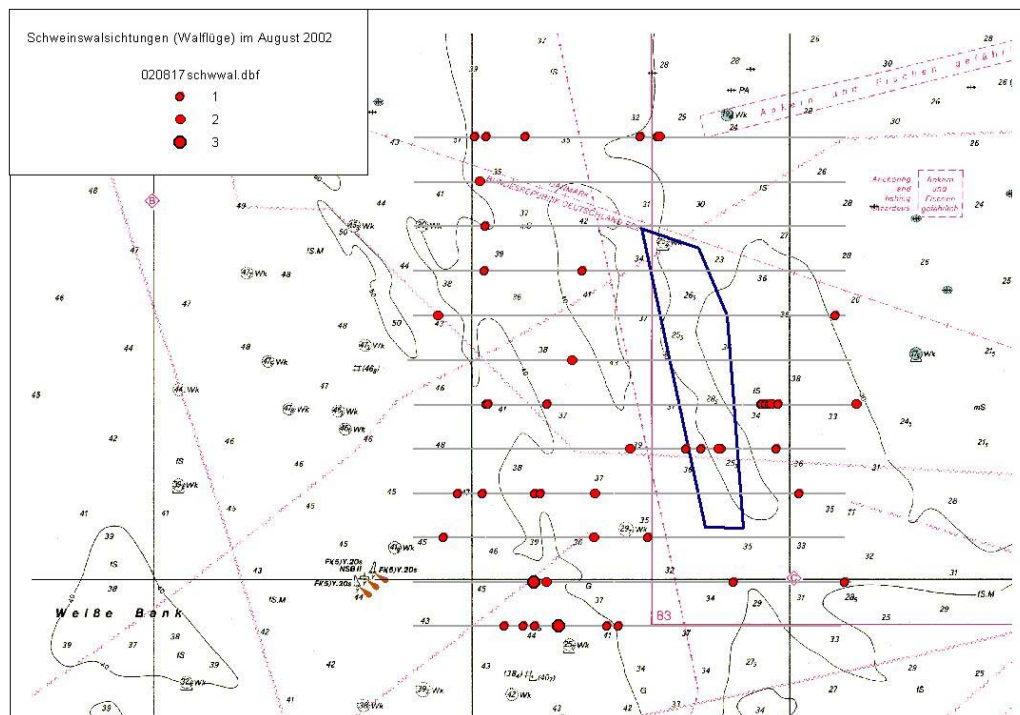


Abb. 57: Schweinswalsichtungen (Walflüge) im August 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).

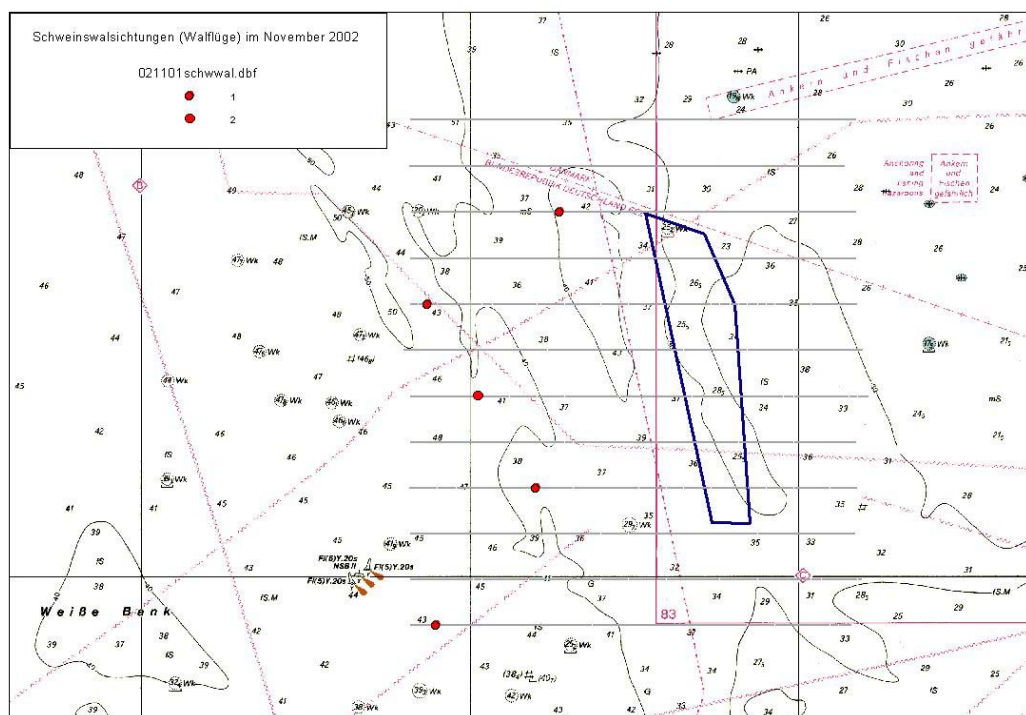


Abb. 58: Schweinswalsichtungen (Walflüge) im November 2002. Die Größe der Kreise bezeichnet die Zahl der gesichteten Individuen (Quelle: BIOLA 2003b).

Schiffstransekt-Zählungen

Im Zeitraum Dezember 2001 bis Dezember 2002 wurden bei 77 Sichtungen insgesamt 120 Schweinswale gezählt. Die Gruppengröße lag somit im Mittel bei 1,55 Schweinswalen pro Sichtung. Die Sichtungen waren sehr ungleichmäßig über die Monate verteilt. Im Herbst und Winter wurden relativ wenig Tiere gesehen, während im Frühjahr und Sommer die Zahl der Sichtungen deutlich anstieg (Tab. 47, Abb. 59).

Es wurden insgesamt vier Kälber gesichtet. Drei Nachweise erfolgten im Juli 2002 und einer im August 2002 (Tab. 47).

Tab. 47: Übersicht über die während der Schiffstransekt-Zählungen gesichteten Schweinswale (S [n]: Anzahl der Sichtungen, Ind. [n]: Anzahl der Individuen). UG= Untersuchungsgebiet, RG= Referenzgebiet (Quelle: BIOLA 2003b).

Fahrt Nr.	Datum	Schweinswale gesamt		Schweinswale UG		Schweinswale RG		davon Kälber
		S [n]	Ind [n]	S [n]	Ind [n]	S [n]	Ind [n]	
01/01	22.12.01	2	2	2	2	-	-	-
02/05	23.03.02	1	1	1	1	-	-	-
02/06	30.03.02	2	3	2	3	-	-	-
02/07a	13.04.02	1	1	1	1	-	-	-
02/09	07.05.02	24	34	15	19	9	15	-
02/10	19.05.02	5	5	3	3	2	2	-
02/12	05.06.02	1	1	1	1	-	-	-
02/14	09.07.02	15	20	14	18	1	2	1
02/16	29.07.02	3	7	3	7	-	-	2
02/17	07.08.02	13	31	13	31	-	-	-
02/18	20.08.02	4	7	2	3	2	4	1
02/20	20.09.02	1	1	-	-	1	1	-
02/26	17.11.02	2	2	1	1	1	1	-
02/29	04.12.02	2	3	1	2	1	1	-
02/29	05.12.02	1	2	1	2	-	-	-
Summe		77	120	60	94	17	26	4

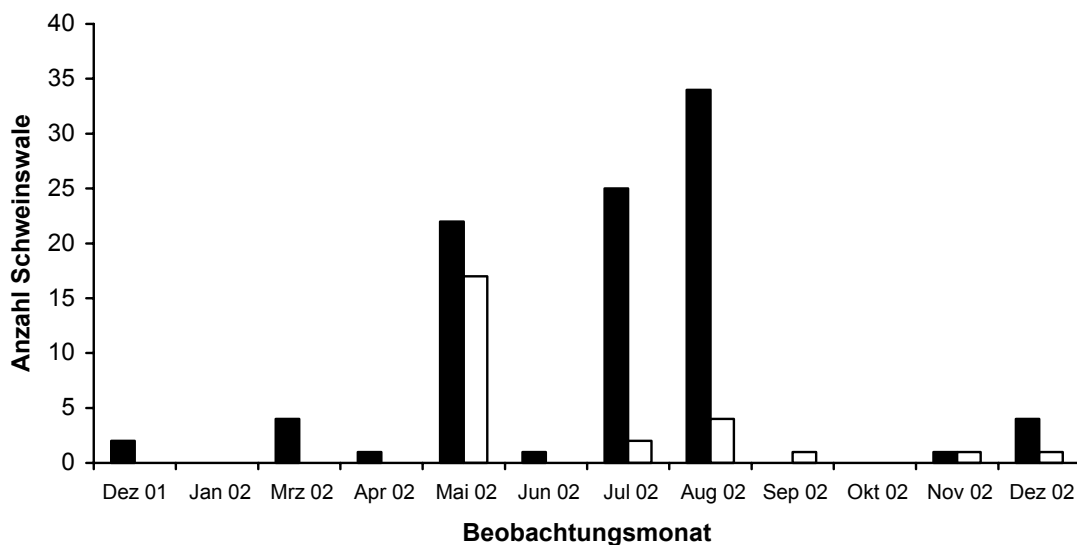


Abb. 59: Anzahl gesichteter Schweinswale während der Schiffstransekt-Zählungen von Dezember 2001 bis Dezember 2002 (schwarzer Balken = Untersuchungsgebiet; weißer Balken = Referenzgebiet) (Quelle: BIOLA 2003b).

Während der Schiffstransekt-Zählungen wurden Schweinswale meist einzeln angetroffen (64,9 % der Sichtungen). Zweiergruppen wurden zu 24,6 % gesehen. Größere Gruppen wurden nur verhältnismäßig selten gesichtet.

Die Gruppengrößen variierten nur wenig zwischen den Beobachtungsmonaten, mit einer Ausnahme: Im August wurden mehr Schweinswale pro Sichtung gesehen als in allen übrigen Monaten. Die Gruppengrößen reichten dabei von einem Tier pro Sichtung bis zu 2,23 Tieren pro Sichtung).

Insgesamt bestätigt die räumliche Verteilung der Schweinswalsichtungen während der Schiffstransekt-Zählungen die Ergebnisse der Walflüge.

Vogelflüge

Während der Zählung am 04.06.2002 wurden von allen drei Zählern bei 59 Sichtungen 83 Schweinswale gezählt. Die mittlere Gruppengröße lag demnach bei 1,40 Tieren pro Sichtung. Dabei wurden 11 Kälber gezählt, was einem Kälberanteil von 13,25 % entspricht. Die Sichtungen waren annähernd regelmäßig über den gesamten Untersuchungsraum verteilt (BIOLA 2003b).

Für die Auswertung relativer Häufigkeiten wurden ausschließlich die Sichtungen der beiden ‚Hauptzähler‘ bearbeitet. Danach wurden bei 41 Sichtungen 55 Tiere gesehen. Die relative Häufigkeit lag demnach bei 0,10 Tieren pro km.

Am 18.11.2002 wurden bei acht Sichtungen 11 Tiere gesehen. Die mittlere Gruppengröße lag bei 1,37 Schweinswalen pro Sichtung. Gehen nur die Daten der Hauptzähler ein, wurden bei vier Sichtungen fünf Schweinswale gesehen. Die mittlere Gruppengröße lag demnach bei 1,25 Tieren pro Sichtung. Die relative Häufigkeit betrug 0,009 Tiere pro km.

Der Zählflug am 25.04.02 musste aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen abgebrochen werden, so dass für diesen Zählflug keine Daten zur Verfügung stehen.

6.7.1.3 Ergebnisse der Erfassungen – Robben

Schiffstransekt-, Flugtransekt-Zählungen und Sichtbeobachtungen

Seehunde wurden im gesamten Untersuchungszeitraum nur selten gesehen. Während der Schiffstransekt-Zählungen wurden bei vier Sichtungen insgesamt vier Seehunde gesichtet. Dabei wurden zwei Seehunde im UG und zwei im RG gesichtet. Aufgrund der geringen Anzahl von Sichtungen wurden für die Schiffstransekt-Zählungen keine relativen Häufigkeiten von Seehunden ermittelt.

Tab. 48: Übersicht über die während der Schiffstransekt-Zählungen gesichteten Seehunde (S [n]: Anzahl der Sichtungen, Ind [n]: Anzahl der Individuen) (Quelle: BIOLA 2003b).

Fahrt Nr.	Datum	Seehunde gesamt		Seehunde UG		Seehunde RG	
		S [n]	Ind [n]	S [n]	Ind [n]	S [n]	Ind [n]
02/01	05.01.02	1	1	1	1	-	-
02/20	20.09.02	1	1	-	-	1	1
02/27	17.11.02	1	1	1	1	-	-
02/29	04.12.02	1	1	-	-	1	1
Summe		4	4	2	2	2	2

Während der drei Vogelflüge wurden keine Seehunde gesichtet. Während der vier Walflüge wurde am 17.08.02 einmal ein Seehund gesichtet.

Während der Radaruntersuchungen wurden an zwei Tagen bei zwei Sichtungen zwei Seehunde gesehen. Beide Sichtungen wurden im Referenzgebiet erzielt.

Kegelrobben wurden während des gesamten Untersuchungszeitraumes nicht gesehen.

6.7.1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse und Vergleich mit Literaturdaten -Schweinswalbestand

Literaturdaten

Erste Erfassungen des Schweinswals in den 1980er Jahren zeigten, dass sich Schweinswale während des ganzen Jahres unmittelbar vor der Küste aufhalten (KOCH et al. 1993, KREMER 1989, BOHLKEN et al. 1993, KREMER et al. 1994, WULF et al. 1996, BENKE et al. 1998).

Im Rahmen von Bestandszählungen an Vögeln in den Jahren 1990-1998 wurden von MITSCHKE et al. (2001) auch Schweinswale miterfasst. Danach kommen sie im gesamten Offshore-Bereich des schleswig-holsteinischen Wattenmeers bis zur 20 m Tiefenlinie vor. Eine besondere Bevorzugung

der Gewässer um Sylt und Amrum konnte in dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden. In seiner Auswertung der ESAS („European-Seabirds-at-Sea“) Datenbank aus den Jahren 1981-1998 zeigte CAMPHUYSEN (2001), dass Schweinswale im Bereich des geplanten OWP Sandbank 24 lediglich im Frühjahr und Winter in geringer Anzahl gesichtet wurden. Eine ergänzende Analyse der „Marine-Mammal-Database“, einer Datenbank, die Angaben über marine Säuger speichert, zeigte jedoch, dass das Untersuchungsgebiet Sandbank 24 in einer Zone liegt, in der Schweinswale ganzjährig angetroffen werden können (CAMPHUYSEN 2001).

Insgesamt ergab sich aus diesen ersten Erfassungen noch kein einheitliches Bild hinsichtlich Vorkommen und Verbreitung von Schweinswalen in der deutschen Bucht und angrenzender Offshore-Bereiche. Es konnten zwar einige „hot-spots“ wie z.B. die Gewässer vor Sylt und Amrum identifiziert werden, über die Nutzung von Offshore-Bereichen sowie die jahreszeitliche Dynamik des Schweinswalvorkommens herrschte jedoch weitgehend Unklarheit. Systematischere und spezifische Bestandserfassungen von Schweinswalen wurden erst Mitte der 90er Jahre durchgeführt. In der 1994 durchgeführten SCANS-Survey wurde die gesamte Nordsee und angrenzende Gewässer, in Blöcke unterteilt. Die nordfriesischen Küstengewässer waren Bestandteil von Block Y, der etwa den Bereich zwischen Wilhelmshaven und Horns Rev abdeckt und sich damit zu zwei Dritteln über deutsches und zu einem Drittel über dänisches Gebiet erstreckt (HAMMOND et al. 1995). Daran angrenzend lag der Block L der die dänischen Küstengewässer umfasste (Abb. 60). Die Blöcke H und G bildeten Offshorebereiche westlich der Blöcke Y und L. Der Planungsraum für den Offshore Windpark Sandbank 24 liegt am Schnittpunkt des südlichen Bereiches von Block L, des östlichen Bereiches von G und des nördlichen Bereiches von H. Aufgrund der Nähe zum Pilotgebiet wird auch der Block Y in die Betrachtung einbezogen. Als Fortsetzung der SCANS-Survey wurden von ADELUNG et al. (1997) in den Monaten Juni und Juli der Jahre 1995 und 1996 weitere Flugsurveys an der nordfriesischen Küste durchgeführt. In einer neueren Studie untersuchten DIEDERICHS et al. (2002) das Schweinswalvorkommen in einem 2500 km² großen Seegebiet westlich von Sylt mittels Flugzählungen. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Tab. 49 zusammengefasst.

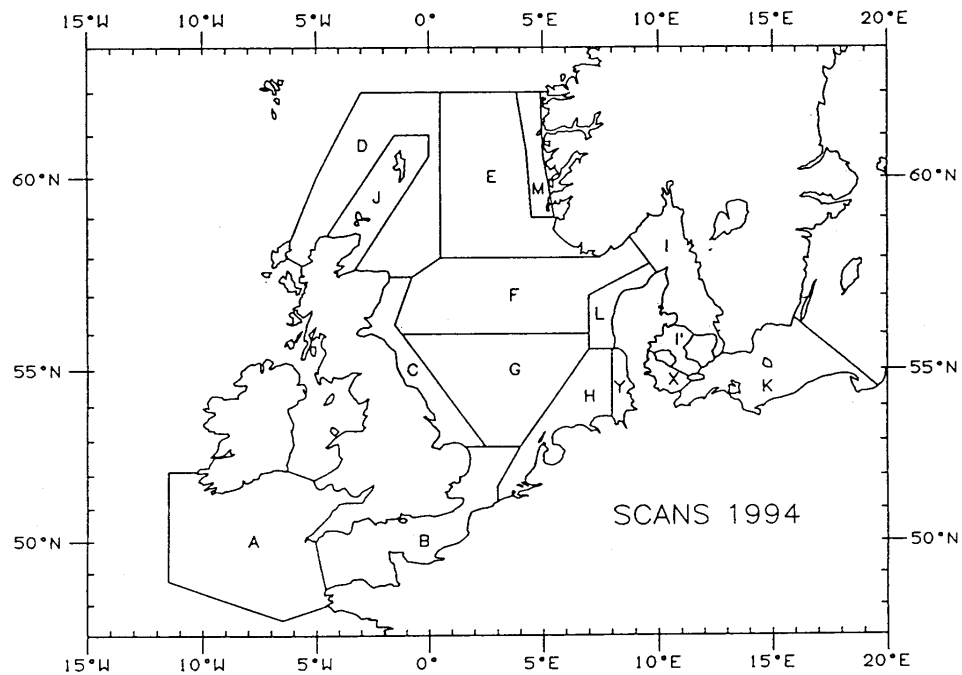


Abb. 60: Übersicht über die Unterteilung der Nordsee in Surveyblöcke im Rahmen der SCANS-Untersuchungen (aus HAMMOND et al. 1995).

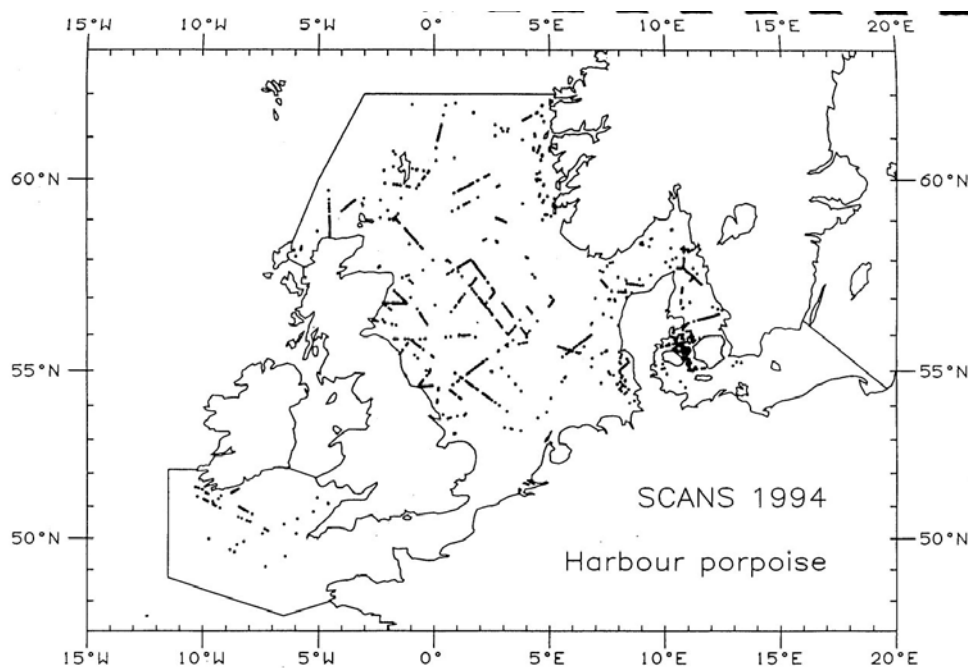


Abb. 61: Übersicht über die während der SCANS Survey gesichteten Schweinswale (Angaben ohne Gruppengrößen aus HAMMOND et al. 1995).

Tab. 49: Übersicht über neuere Untersuchungen zum Schweinswalvorkommen in ausgewählten Bereichen der Nordsee (*= Angabe vom Verfasser hochgerechnet) (Quelle: BIOLA 2003b).

Untersuchung (Quelle)	Zeitraum	Fläche (km ²)	Dichte (Ind. / km ²)	Bestand
SCANS Block Y (HAMMOND et al.1995)	Juni- Juli 1994	7.278	0,812	5.912
SCANS Block L (HAMMOND et al. 1995)	Juni – Juli 1994	18.176	0,653	11.870
SCANS Block H (HAMMOND et al. 1995)	Juni – Juli 1994	45.515	0,095	4.211
SCANS Block G (HAMMOND et al. 1995)	Juni – Juli 1994	113.741	0,340	38.616
Sylt und Amrum (ADELUNG et al. 1997)	Juni - Juli 1995	7.300	0,6	4.427
Sylt und Amrum(ADELUNG et al. 1997)	Juni - Juli 1995	7.300	1,0	7.355
Offshore Sylt (DIEDERICHS et al. 2002)	März - April 2001	2.500	0,8 –3,7	2.000-9.250*

Wie Abb. 61 zeigt, wurden Schweinswale im gesamten Bereich der Nordsee, also auch im Offshorebereich, gesichtet. Dabei zeigten sich jedoch erhebliche Dichteunterschiede zwischen den einzelnen Surveyblocks. Nach HAMMOND et al. (1995) lag der Bestand im Block Y bei 0,81 Schweinswalen pro km² mit einer geschätzten Individuenzahl von 6.000 Tieren. Damit wies der Block Y im Vergleich zu allen anderen Blöcken die höchste Schweinswaldichte auf. Weiterhin wurden hier überdurchschnittlich viele Kälber gesichtet. ADELUNG et al. (1997) ermittelten für das Jahr 1995 Bestandszahlen von 4.427 Schweinswalen für die schleswig-holsteinische Nordseeküste (0,6 Tiere pro km²). Für das Jahr 1996 wurden für das gleiche Areal 7.355 Schweinswale ermittelt (1,0 Tiere / km²). Dabei wurden 81 % der Tiere vor Sylt und Amrum gesichtet. Von den vor Sylt und Amrum gesichteten Schweinswalen waren im Mittel 14 % Kälber. Demnach scheinen die Küstengewässer vor Sylt und Amrum eine besondere Bedeutung für die Aufzucht von Kälbern zu besitzen (HAMMOND et al. 1995, ADELUNG et al. 1997, SONNTAG et al. 1997a und b, BORCHARDT 1998). Der Block L zeigte ebenfalls verhältnismäßig hohe Dichten an Schweinswalen, während die Blöcke H und G geringe bzw. mittlere Dichten aufwiesen (HAMMOND et al. 1995). DIEDERICHS et al. (2002) beschreiben für ihr Untersuchungsgebiet vor Sylt zudem einen jahreszeitlichen Trend: Auf geringe Dichten im Winter folgen vergleichsweise sehr hohe Dichten im Frühjahr. Dabei lagen die Dichten für das Frühjahr wesentlich höher als die der SCANS Survey im gleichen Gebiet (Tab. 49).

Diese Ergebnisse lassen also den Schluss zu, dass der Planungsraum des Offshore-Windparks Sandbank 24 in einem Bereich mittlerer bis hoher Frühjahrs- und Sommerdichten an Schweinswalen liegt. Eine jahreszeitliche Dynamik ist wahrscheinlich. Wanderbewegungen, wie die von DIEDERICHS et al. (2002) beschriebenen, werden auch von anderen Autoren angegeben. Nach SKOV et al. (1994) (zitiert in PROCHNOW 1998) ist die Verbreitung von Schweinswalen vor der nordfriesischen und dänischen Küste im Frühling auf die Gewässer Nordfrieslands und Jütlands beschränkt. Dabei stellen die Gebiete nordwestlich von Horns Rev sowie das Gebiet zwischen Rømø und Amrum und bis westlich der Amrumbank Schwerpunkte der Verbreitung dar. Im Winter zeigte sich eine weitläufigere Verbreitung von Schweinswalen bei insgesamt geringeren Dichten. Die Schwerpunkte der Verbreitung stellen wiederum die Gebiete um Horns Rev und die Amrumbank dar (SKOV et al. 1994, zitiert in PROCHNOW 1998).

Eigene Daten

Die Ergebnisse der eigenen Erfassungen zeigen einen sehr eindeutigen jahreszeitlichen Verlauf des Schweinswalvorkommens im Untersuchungsraum: Im Frühjahr und Sommer 2002 war die Anzahl der Tiere vergleichsweise hoch, während im Herbst und Winter wenige Schweinswale präsent waren. Dieser Trend entspricht den oben beschriebenen Wanderbewegungen vor der nordfriesischen bzw. dänischen Küste.

Im Frühjahr und Sommer 2002 wurden während der Walflüge vergleichsweise hohe absolute Dichten an Schweinswalen ermittelt. Die Bestände für den Untersuchungsraum lagen im Mai bis August mit 3.600 – 6.900 Tieren ebenfalls im oberen Bereich (vgl. Tab. 49). Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass ein Korrekturfaktor ($g(0)$), wie bei anderen Untersuchungen, nur näherungsweise bestimmt werden konnten (s. hierzu BIOLA 2003b). Die ermittelten Dichten sowie die daraus errechneten Bestände sind daher mit relativ hohen Standardfehlern versehen. Ferner ist zu berücksichtigen, dass die Datenbasis von vier Flügen nur eine momentane Bestandsaufnahme sein kann. Erst auf Grundlage weiterer Zählflüge kann geklärt werden, ob die hier ermittelten Zahlen über einen längeren Zeitraum konstant bleiben.

Trotz der methodischen Einschränkungen liegen die hier vorgestellten Werte im Vergleich zu anderen Untersuchungen in ähnlicher Größenordnung. Das $g(0)$ lag für die SCANS-Flugtransekte und nachfolgende Untersuchungen bei 0,25, die daraus errechneten Bestände hatten ähnliche Standardfehler wie die hier vorgestellten (HAMMOND et al. 1995, ADELUNG et al. 1997), so dass eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet ist.

Die hier ermittelten Dichten stimmen ebenfalls gut mit denen überein, die DIEDERICHS et al. (2002) für den Offshore-Bereich vor Sylt ermittelten. Sie liegen jedoch höher als die Dichten, die HAMMOND et al. (1995) für die SCANS Block Y, L, G und H ermittelten. Ferner liegen sie höher als die von ADELUNG et al. (1997) für die nordfriesische Küste ermittelten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die SCANS Survey und die nachfolgenden Untersuchungen von ADELUNG et al. (1997) im Juni und Juli 1994 -1996 stattfanden. Im Mai und August, den Monaten, in denen in der vorliegenden Untersuchung die höchsten Dichten gefunden wurden, fanden keine Zählflüge statt. Es ist also durchaus möglich, dass Dichteunterschiede innerhalb eines Sommers für die unterschiedlichen Ergebnisse verantwortlich sind. Ferner ist nicht auszuschließen, dass die Schweinswalbestände von 1997 bis 2002, trotz der Beifangproblematik, angestiegen sind.

Die Ergebnisse der Schiffs- und Flugzeugtransektzählungen stützen die der Walflüge nachdrücklich. Während der Schiffszählungen lagen die relativen Häufigkeiten bei guten Bedingungen im Mai, Juni und Juli wesentlich höher als in den übrigen Monaten. Zudem lagen die Werte sehr nahe bei denen, die während der Walflüge ermittelt wurden. Auch hier wurden im Mai pro Kilometer Transekt die meisten Schweinswale gesehen, gefolgt vom August und Juli. Interessant sind in diesem Zusammenhang die Ergebnisse der Vogelflüge: Hier wurden im Juni ähnlich viel Schweinswale pro Kilometer Transekt gesehen wie während des Walfluges im Juli.

Mit allen drei Methoden (Schiff, Vogel- und Walflug) konnten in Herbst und Winter dagegen nur wenige Schweinswale nachgewiesen werden. Ähnliches konnte DIEDERICHS et al. (2002) für den Offshorebereich vor Sylt ermitteln. Hier wurden im Januar und Februar 2001 nur wenig Schweinswale gesehen, während die Zahl der Sichtungen von März bis April 2001 stark anstieg. Die Gründe

für diese jahreszeitlichen Schwankungen können momentan nicht schlüssig beantwortet werden. Es kann jedoch vermutet werden, dass sie ernährungs- und reproduktionsbiologisch bedingt sind. Es ist möglich, dass Schweinswale im Frühjahr und Sommer in Bereiche mit höherer bzw. lokaler Fischkonzentration einwandern, während sie sich im Herbst und Winter weiter über die Nordsee ausbreiten. Eine alternative Erklärung wäre, dass es für Schweinswalweibchen energetisch günstiger ist, während der Fortpflanzungszeit in vergleichsweise flachen Meeresabschnitten zu jagen.

Der Kälberanteil lag während der Vogelflüge im Juni mit 13,25 % ähnlich hoch wie bei den Walflügen im Juli (15,25 %). Die Entwicklung des Kälberanteils von Mai (4,3 %) über den Juni (13,25 %), Juli (15,25 %) und August (8,5 %) stimmt mit den Literaturodaten über den Reproduktionszyklus der Schweinswale überein (ADELUNG et al. 1997). HAMMOND et al. (1995) ermittelten für den Block Y einen Kälberanteil von 12,3 % und für die dänische Nordwestküste (Block L) einen von 10,3 %. ADELUNG et al. (1997) berichten von einem Kälberanteil von 14 % für die Gebiete um Sylt und Amrum. In der gesamten Nordsee wurde dagegen ein Kälberanteil von nur 5 % gefunden (HAMMOND et al. 1995, ADELUNG et al. 1997). Die Mehrzahl der SCANS Zählungen wurde vom Schiff aus durchgeführt. Kälber können von den vergleichsweise niedrigen Beobachtungsplattformen auf Schiffen leicht übersehen werden. Aufgrund der methodischen Schwierigkeiten bei Schiffstransekten ist es daher fraglich, ob der von HAMMOND et al. (1995) ermittelte Nordsee-Kälberanteil von 5 % repräsentativ ist. Geschlechtsreife Weibchen besitzen in deutschen Gewässern eine Trächtigkeitsrate von 0,78. Somit scheint ein Großteil dieser Population jedes Jahr ein Kalb zur Welt zu bringen (ADELUNG et al. 1997). Hohe Kälberanteile von bis zu 15 % könnten also eher die Regel als die Ausnahme darstellen. Insgesamt können erst die Ergebnisse weiterer Zählflüge sowie der Vergleich mit Daten aus anderen Studien präzisere Informationen über die großflächige Verteilung von Mutter-Kalb-Paaren in der Nordsee liefern.

Die räumlichen Verteilungen der Sichtungen während der Walflüge, der Schiffstransekt-Zählungen und der Vogelflüge zeigten kein einheitliches Bild. Während der Walfluges im Mai wurden relativ viele Tiere im nordöstlichen Teil des erfassten Raumes angetroffen. Im Juni waren die Sichtungen gleichmäßig verteilt, während im August mehr Sichtungen im Süden als im Norden erzielt wurden. Während der Schiffstransekten wurden von Mai bis August die meisten Schweinswale im nördlichen Bereich des untersuchten Gebietes gesehen. Der Vogelflug im Juni ergab hingegen eine gleichmäßige Verteilung der Sichtungen. Für diese Ergebnisse gibt es zwei alternative Erklärungen: Es ist erstens möglich, dass das untersuchte Gebiet Teil eines großflächigen Streifgebietes für die Schweinswale ist. TEILMANN (2000) sowie READ & GASKIN (1985) berichten von täglich zurückgelegten Wanderungen von bis zu 90 km. HAMMOND et al. (1995) konnten nachweisen, dass Schweinswale nicht nur in küstennahen Zonen bis 30 m Wassertiefe, sondern auch in Offshorebereichen mit erheblich größeren Wassertiefen vorkommen. Es ist sehr wahrscheinlich, dass Schweinswale in diesen tieferen Zonen jagen. Vermutlich nutzen Schweinswale auf großflächiger Basis unterschiedlichste marine Lebensräume zur Jagd. Andererseits ist es allerdings auch nicht vollständig auszuschließen, dass es Verteilungsmuster gibt, die mit den hier durchgeführten Methoden nicht aufgedeckt werden können. Entsprechende Muster lassen sich bei Walen und Delfinen nur mittels Photoidentifikation (NICHOL & SHACKLETON 1996), Radiotelemetrie (TEILMANN 2000) und akustischer Methoden, beispielsweise der T-POD's (TEILMANN et al. 2002), nachweisen.

6.7.1.5 Zusammenfassung der Ergebnisse und Vergleich mit Literaturdaten –Robbenbestand

Literaturdaten

Der Seehundbestand im schleswig-holsteinischen Wattenmeer lag im Jahr 2000 bei mindestens 7.000 und im darauffolgenden Jahr bei 7.500 Tieren (ABT 2001, BORCHARDT, pers. Mitteilung, Nationalparkamt Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer). Die Wurf- und Liegeplätze des Seehundes befinden sich dabei im gesamten Bereich der Wattenmeerküste (VOGEL 2000).

Der Kegelrobbenbestand vor Amrum beträgt 25 - 60 Tiere (maximale Anzahl = 71) (BLUME 1996, VOGEL 2000, ABT 2001). Dabei sind circa 28 - 40 Tiere sesshaft und bilden eine Fortpflanzungskolonie (BLUME 1996, VOGEL 2000). Die Wurfseason liegt in den Monaten November bis Januar (VOGEL 2000).

Bislang liegen nur sehr wenige Nachweise von Seehunden bzw. Kegelrobben für den Untersuchungsraum vor. Nach CAMPHYSEN (2001) wurde während der ESAS Fahrten in den Jahren 1981-1998 nur einmal ein Seehund oder eine Kegelrobbe entdeckt.

Eigene Daten

Seehunde kamen selten und Kegelrobben gar nicht im Untersuchungsraum vor. Für Seehunde lassen sich absolute Dichten aufgrund der geringen Anzahl von Sichtungen weder aus den Schiffstransekt-Zählungen, noch aus den Vogel- und Wallfügen ableiten.

Die Schiffs- und Flugzählungen haben angedeutet, dass Seehunde im Untersuchungsgebiet nur selten auftreten. Seegebiete, auch in größerer Entfernung zu Liege- und Wurfplätzen, könnten theoretisch als Jagdreviere für die Seehunde von Bedeutung sein. Über Wanderungen von Seehunden von ihren Liegeplätzen in umliegende Gewässer ist im Detail kaum etwas bekannt. Entsprechende Untersuchungen werden mit telemetrischen Methoden seit einiger Zeit von der Universität Kiel durchgeführt (ABT 2002). ORTHMANN (2000) gibt an, dass Seehunde im Wattenmeer bis zu 120 km weit von ihren Liegeplätzen entfernt jagen. NICKEL et al. (2001) fanden heraus, dass Seehunde in kalifornischen Gewässern eine hohe Ortstreue beim Aufsuchen von Nahrungsgründen besitzen und die Streifgebiete ein Areal von bis zu 700 km² umfassen können.

Die hier vorgestellten Ergebnisse deuten darauf hin, dass Seehunde vereinzelt von ihren Liegeplätzen in den Untersuchungsraum einwandern und diesen als Jagdgebiet nutzen. Aufgrund der geringen Sichtungen scheinen sie diesen jedoch nur sehr sporadisch zu nutzen.

Kegelrobben konnten mit keiner Zählmethode nachgewiesen werden. Es ist also davon auszugehen, dass eine Einwanderung aus den Liege- und Wurfplätzen vor Amrum in das UG nicht stattfindet.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass das Pilotgebiet für Seehunde von nur geringer Bedeutung ist. Für Kegelrobben hat das Gebiet vermutlich keine Bedeutung. Die in Kap. 6.7.3 detailliert beschriebene Bestandsbewertung der Marinen Säugetiere bezieht sich somit nur auf die regelmäßig im Gebiet angetroffenen Schweinswale.

6.7.2 Vorbelastungen

Schweinswale können im näheren und weiteren Umfeld des Pilotgebietes folgenden Vorbelastungen ausgesetzt sein:

- Störungen durch den Menschen,
- Bestandsreduzierung durch Beifang v.a. in der Stellnetzfischerei und
- Schadstoffbelastungen.

In einer umfangreichen Recherche mittels Datenabfragen bei verschiedenen Stellen untersuchten PROCHNOW (1998) und PROCHNOW & KOCK (2000) den Einfluss verschiedener Nutzergruppen auf Schweinswale im Gebiet westlich von Sylt und Amrum. Als Nutzungen wurden Tourismus, unterschiedliche Wassersportarten, Fischerei und Küstenschutz ermittelt, von denen prinzipiell Störungen für Schweinswale ausgehen können. PROCHNOW (1998) kommt zu dem Schluss, dass das Gefährdungspotential für Schweinswale durch die Aktivitäten der verschiedenen Nutzergruppen insgesamt als gering einzustufen ist. Für eine Reihe von Einflüssen, insbesondere unter dem Aspekt der Lärmbelästigung, war jedoch keine ausreichende Beurteilung möglich, da sich das Ausmaß einiger Aktivitäten nicht quantifizieren ließ. Eine zukünftige Gefährdung von Schweinswalen durch Entwicklungen im Bereich Wassersport sowie Linien- und Ausflugschifffahrt wurde als vorstellbar eingestuft (PROCHNOW 1998, PROCHNOW & KOCK 2000).

Betrachtet man die Nordsee insgesamt, spielt insbesondere die Beifangproblematik eine wesentlich bedeutendere Rolle. DONOVAN & BØRGE (1995) geben für die Jahre 1993 und 1994 einen Beifang von 4.629 Schweinswalen pro Jahr allein für die dänische Stellnetzfischerei auf Dorsch und Steinbutt an. Seinerzeit wurde ein Gebiet untersucht, welches im wesentlichen den bei der SCANS-Survey (1994) abgesuchten Blöcken F, G, H und L entspricht. Dieses Gebiet umfasst die dänischen Küstengewässer sowie die zentrale Nordsee. Die Beifangrate beträgt hier 3,1 % des Bestandes und, hochgerechnet auf die gesamte Nordsee, 1,7 % des Bestandes an Schweinswalen. Diese Rate liegt weit über den von der IWC für die Schweinswalpopulation als tragbar erachteten Werten (DONOVAN & BØRGE 1995). Die Autoren geben weiterhin an, dass der jährliche Beifang nordseeweit 50 % des Populationswachstums betragen könnte, was einen erheblichen negativen Einfluss auf die Population hätte.

Ferner sind Schweinswale in ihrem Verbreitungsgebiet und insbesondere in den deutschen Küstengewässern vergleichsweise hohen Belastungen mit lipophilen Verbindungen wie PCB's, DDT und anderen organischen Substanzen sowie Schwermetallen ausgesetzt. Durch die Nahrungskette akkumulieren sich die Schadstoffe bei diesen Tieren (BENKE & SIEBERT 1994, ADELUNG et al. 1997). Es ist bislang nur unzureichend bekannt, wie sich die Schadstoffe auf Schweinswale auswirken (DONOVAN & BØRGE 1995, ADELUNG et al. 1997). Potenziell können sie das Lymphsystem, das endokrine System und Enzyme angreifen und die Tiere somit dauerhaft schädigen (DONOVAN & BØRGE 1995). Als weitere anthropogene Einflüsse werden von DONOVAN & BØRGE (1995) Veränderungen des Habitates durch Überfischung und Lärmbelastung genannt.

6.7.3 Bestandsbewertung

Bewertungsmethodik

Die Bewertung des Meeressäuger-Bestandes erfolgt anhand der Kriterien Seltenheit/Gefährdung sowie Vielfalt/Eigenart. Dabei wird die Seltenheit/Gefährdung anhand der Roten Listen abgeleitet. Die Seltenheit bzw. Gefährdungssituation ist hoch, wenn Arten der Kategorien "0" ("ausgestorben bzw. verschollen") und "1" ("vom Aussterben bedroht") vorkommen. Sie ist mittel bei den Kategorien "2" ("stark gefährdet") und "3" ("gefährdet") sowie gering bei den Kategorien "potenziell" und "nicht gefährdet".

Unter Vielfalt/Eigenheit werden die Häufigkeit bzw. Dichte und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft betrachtet. Für marine Säuger ist sie hoch bei Dichten von über 0,5 bis 1,0 Individuen/km², mittel bei 0,1-0,5 und gering bei Dichten <0,1 Individuen/km² (vgl. HAMMOND et al. 1995). Außerdem gehen hierbei die Aspekte Schulengröße und Altersstruktur der Tiere ein, sofern sie zum Tragen kommen.

Das Kriterium Natürlichkeit des Bestandes ist beim Schutzgut Säuger nicht zweckmäßig. Relevant ist die Funktion, die das Gebiet für den Erhalt der Population der Säuger in der Deutschen Bucht hat. Daher wird nicht die Natürlichkeit, sondern die Funktion des Lebensraumes bewertet. Sie ist dann hoch, wenn das betroffene Gebiet ein Reproduktions- (Wurfplatz, Jungenaufzugsgebiet) oder anderes für den Erhalt der Population notwendiges Gebiet ist, welches in seiner Funktion nicht von anderen Gebieten der Deutschen Bucht ersetzt werden kann. Das Gebiet erreicht mittlere Bedeutung, falls es sich um ein Nahrungs- oder Durchwanderungsgebiet handelt und geringe Bedeutung, wenn keine Bevorzugung durch die Säuger erkennbar ist.

Bei der folgenden Bewertung wird die Funktion des Lebensraumes aufgrund der zentralen Bedeutung dieses Aspektes am stärksten gewichtet.

Beurteilung der Datenbasis

Durch eigene Erfassungen wurde im Bereich des geplanten Vorhabens ein vollständiges Jahr lang der Bestand an Schweinswalen mittels Schiff- und Flugtransekten erfasst. Zudem stehen mit den Untersuchungen von HAMMOND et al. (1995), ADELUNG et al. (1997), CAMPHYSEN (2001), etc. Daten zur Verfügung, die eine Einordnung und Wertung der eigenen Erfassungen in den großräumigen Zusammenhang ermöglichen. Insgesamt ist somit die Datenbasis für die Einschätzung der Bestandssituation des Schutzgutes Schweinswale als gut zu bezeichnen.

Ergebnis der Bestandsbewertung

Seltenheit/Gefährdung: Die Gefährdungssituation der Schweinswale wird durch die Roten Listen wiedergegeben. Zusätzlich ist die Art im Anhang II der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie) aufgeführt. Je nach Roter-Liste schwankt der Gefährdungsgrad des Schweinswales zwischen 1 („vom Aussterben bedroht“) und 2 („stark gefährdet“). In Tab. 50 sind die Einschätzungen entsprechend der jeweiligen Roten-Liste aufgeführt. Aufgrund der unterschiedlichen Aussagen zur

Gefährdungssituation in den verschiedenen Quellen (s.u.) wird der Aspekt Seltenheit/Gefährdung als **mittel-hoch** bewertet.

Tab. 50: Übersicht über den Gefährdungsgrad des Schweinswales anhand unterschiedlicher Roter-Listen.

Art/Gefährdungsgrad	Rote Liste Deutscher Wattenmeer- u. Nordseebereich	Rote Liste Wattenmeer	Rote Liste Schleswig-Holstein	Rote Liste Deutschland	Anhang II Art FFH-Richtlinie
Schweinswal	1	CR	2	2	ja

Erklärung der Gefährdungsgrade: CR: critical, VU: vulnerable, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet

Quellen: Rote Listen: Deutscher Wattenmeer- u. Nordseebereich (BENKE & HEIDEMANN 1995), Wattenmeer (TOUGAARD et al. 1996), Schleswig-Holstein (WITT 1990) und Deutschland (BOYE et al. 1998).

Vielfalt/Eigenart: Wie oben angeführt ist die Schweinswaldichte im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 saisonalen Schwankungen unterworfen. In den Wintermonaten liegt die Dichte deutlich unter den Bestandszahlen der Frühjahrs- und Sommermonate. Die für das untersuchte Gebiet durchgeführten Dichteberechnungen ergaben während der Erfassungen in den Monaten Mai, Juli und August Schweinswaldichten von >1 Ind./km². Durch den Nachweis von Jungtieren in den genannten Monaten ist auch von einer gemischten Altersstruktur auszugehen. Die Schulengröße der erfassten Tiere war hingegen bis auf wenige Ausnahmen klein. Der Aspekt Vielfalt/Eigenart wird insgesamt als **hoch** bewertet.

Funktion des Lebensraumes: Die Ergebnisse der Schweinswaluntersuchungen zeigen, dass das untersuchte Gebiet saisonal vergleichsweise hohe Schweinswaldichten und auch einen entsprechenden Kälberanteil aufweist. Es ist somit davon auszugehen, dass das Gebiet als Nahrungsresource von Bedeutung ist. Aufgrund des hohen Kälberanteils ist auch eine Bedeutung als Aufzuchtgebiet nicht auszuschließen. Wie jedoch die Auswertung der Literaturdaten gezeigt hat sind ähnliche Schweinswaldichten und Kälberanteile in weiteren Teilen der Deutschen Bucht anzutreffen. Vermutlich ist das Pilotgebiet Teil eines großflächigen Streifgebietes. Es ist nicht zu vermuten, dass es sich bei der Fläche des Pilotgebietes um ein Gebiet handelt, welches für den Erhalt der Population notwendig ist und in seiner Funktion nicht von anderen Gebieten der Deutschen Bucht ersetzt werden kann. Der Aspekt Funktion als Lebensraum für die Schweinswale wird daher als **mittel** bewertet. Diese Einschätzung ist allerdings durch die Auswertung der Ergebnisse des 2. Untersuchungsjahres abzusichern.

Die Bestandsbewertung für das Schutzgut Marine Säugetiere im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 243 resultiert aus der Aggregation der Aspekte Seltenheit/Gefährdung, Vielfalt/Eigenart und Funktion des Lebensraumes. Wie eingangs erwähnt hat die Funktion des Lebensraumes aufgrund der zentralen Bedeutung die höchste Gewichtung. Die zusammenfassende Darstellung der Bewertung der jeweiligen Einzelaspekte sowie die Aggregation zu einer Bestandsbewertung für das Schutzgut Marine Säugetiere zeigt Tab. 51.

Tab. 51: Bestandsbewertung für das Schutzgut Marine Säugetiere.

Bewertungsaspekt	Bewertungsergebnis
Seltenheit/Gefährdung	mittel - hoch
Vielfalt/Eigenart	hoch
Funktion des Lebensraumes	mittel
Gesamtbewertung	mittel

Die Aggregation der bewerteten Teilaspekte führt zu einer **mittleren Bedeutung** des Bestandes des Schutzgutes Marine Säugetiere.

6.8 Schutzgut Mensch

Gegenstand der Betrachtung sind die Wertigkeiten und Auswirkungen auf die Arbeits-, Wohn- und Erholungsfunktion des Pilotgebietes auf das Schutzgut Mensch. Die Berücksichtigung wirtschaftlicher Betroffenheiten ist nicht Gegenstand der UVS.

6.8.1 Bestandscharakterisierung

Wohn- und Arbeitsumfeld

Wohnnutzung findet im Bereich des Pilotgebietes nicht statt. Die nächstgelegenen Wohnorte befinden sich auf den Inseln Sylt und Romo sowie im Küstenbereich der Halbinsel Skallingen. Die Entfernung zu diesen Wohnorten beträgt 90-100 km.

Entsprechend den Aussagen in Kap. 5 wird das Pilotgebiet durch Fischerei und Handelsschifffahrt genutzt. Der Meeresraum im Bereich des Pilotgebietes stellt somit im weiteren Sinne Arbeitsumfeld für die auf den Schiffen beschäftigten Menschen dar.

Aktive Erholung

Eine Nutzung des Seegebietes durch Erholungssuchende findet durch Sportschifffahrt statt. Aufgrund der großen Entfernung zur Küste ist jedoch nur von einer geringen Frequentierung des Pilotgebietes auszugehen.

Ortsgebundene Erholung

Das Pilotgebiet weist keine direkte Bedeutung für die ortsgebundene Erholungsnutzung auf. Prinzipiell ist aber davon auszugehen, dass der Meeresraum mit seiner typischen Eigenart eine hohe Bedeutung für Erholungssuchende aufweist. Mit einer Entfernung von 90-100 km zu Orten mit ortsgebundener Erholung werden die Anlagen nicht sichtbar sein (s. Kap. 6.9), so dass das hier betrachtete Vorhaben für den Aspekt ortsgebundene Erholung nicht relevant ist.

6.8.2 Vorbelastungen

Optische und akustische Vorbelastungen im unmittelbaren Umfeld des Pilotgebietes stellen hinsichtlich der Wohn- und Erholungsfunktion folgende Nutzungen dar:

- Nutzung als militärisches Gebiet (visuelle und akustische Vorbelastung),
- Nutzung des Meeresraumes durch die Handelsschifffahrt (visuelle Unruhe durch Schiffsbewegungen und Beleuchtung).

Die Nutzung durch traditionelle Fischerei, die im Bereich des Pilotgebietes stattfindet, wird nicht als Vorbelastung beurteilt.

6.8.3 Bestandsbewertung

Aufgrund der geringen Relevanz des Schutzgutes in Verbindung mit dem hier beschriebenen Vorhaben erfolgt die Bestandsbewertung verbal-argumentativ, ohne eine Herleitung von Bewertungskriterien.

Wohn-/Arbeitsumfeld

Als Wohnumfeld hat das Pilotgebiet aufgrund der großen Entfernung zu den nächstgelegenen besiedelten Bereichen keine Bedeutung. Die Bedeutung als Arbeitsumfeld ist gering, da es sich bei den betroffenen Nutzungen um z.T. lärmintensive Beschäftigungen mit deutlich vorbelastetem Arbeitsumfeld handelt, die sich zudem aufgrund ihrer Mobilität nur zeitweise im Umfeld des Pilotgebietes aufhalten.

Aktive Erholungsnutzung

Aufgrund der Tatsache, dass das Pilotgebiet nicht in der direkten Verbindung von Sportboothäfen zwischen den nord- oder ostfriesischen Inseln, der Insel Helgoland und der dänischen Küste liegt, ist davon auszugehen, dass das Pilotgebiet eine insgesamt geringe Bedeutung für Sportschifffahrt und somit für die aktive Erholungsnutzung aufweist.

Ortsgebundene Erholung

Das Pilotgebiet weist keine Bedeutung für die ortsgebundene Erholungsnutzung auf.

6.9 Schutzgut Landschaft

Das Schutzgut Landschaft umfasst den vom Menschen wahrnehmbaren Bereich von Natur und Landschaft. Die äußere sinnlich wahrnehmbare Erscheinung von Natur und Landschaft wird als Landschaftsbild bezeichnet (KOŁODZIEJCOK & RECKEN 1977).

Im Kontext der UVP geht es um die Abschätzung, ob durch Errichtung eines Vorhabens und die mögliche Veränderung der Landschaft auch die Realisierung der Landschaftswahrnehmung für den Menschen verändert wird" (GAREIS-GRAHMANN 1997).

Nach STRYBNY & SCHULZ (2001) beträgt die meteorologische Sichtweite von einer Nordseeinsel 0-55 km. Mit zunehmender Entfernung sinkt die Sichthäufigkeit. Die Entfernung des Pilotgebietes zu den Inseln Sylt und Romo sowie zur dänischen Festlandküste beträgt ≥ 90 km, so dass der geplante Windpark von den genannten, ständig besiedelten Standorten nicht sichtbar ist. Eine veränderte Landschaftswahrnehmung ergibt sich somit nur für Personen der Handels- und Sportschifffahrt sowie der Fischerei, die den aktuell meteorologisch sichtbaren Bereich passieren.

Aufgrund der geringen Relevanz wird das Schutzgut Landschaft im Rahmen der vorliegenden UVS nicht weiter betrachtet.

6.10 Schutzgut Kultur- und sonstige Sachgüter

Kulturgüter

Das Vorkommen von Kulturgütern wie bspw. historischen Wracks ist innerhalb des Pilotgebietes nicht bekannt.

Sachgüter

Sachgüter sind nach GASSNER & WINKELBRANDT (1990) alle Gebäude und sonstige infrastrukturelle Einrichtungen. Innerhalb des Seegebietes stellen die vorhandenen Seezeichen (Fahrwassertonnen, Leuchtfeuer, etc.) Sachgüter dar. Innerhalb des Pilotgebietes sind Sachgüter nicht bekannt.

Aufgrund der geringen Relevanz wird das Schutzgut Kultur- und sonstige Sachgüter im Rahmen der vorliegenden UVS nicht weiter betrachtet.

7. Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen des Vorhabens

7.1 Schutzgut Sediment/Biototypen

7.1.1 Nullvariante

Die Entwicklung der Sedimentstrukturen ohne Realisierung des geplanten Offshore-Windparks ist vor allem von der großräumigen hydrographischen Situation abhängig, für die grundsätzliche Veränderungen in der näheren Zukunft nicht absehbar sind. Weiterhin ist sie von der Intensität der Fischerei im Gebiet abhängig. Bei gleichbleibendem Nutzungsdruck im Gebiet durch die Fischerei wird es auch weiterhin zu starken Störungen im Sedimentgefüge kommen. Bei einer Intensivierung des Fischereidrucks würden diese Störungen weiter verstärkt, bei einer Reduzierung der fischereilichen Nutzung entsprechend reduziert. Aufgrund der aktuellen fischereilichen Entwicklungen (geplante, deutliche Reduzierung der Fischfangflotte) ist aber tendenziell von einer Reduzierung des Nutzungsdrucks auszugehen.

Durch die vorgesehene Reduzierung anthropogener Einleitungen von Nähr- und Schadstoffen in den nächsten Jahren wird sich auch die Belastungssituation in den Sedimenten mittel-langfristig verbessern.

7.1.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Erkenntnisstand bezüglich der Auswirkungen eines Offshore-WEA-Komplexes auf das Schutzgut Sediment/Biototypen ist gut. Zum einen kann auf Umwelteinschätzungen zu geplanten Offshore-Windparks in Dänemark (ELSAMPROJEKT 2000, SEAS 2000) und Holland (NSW 2000) zurückgegriffen werden. Für die parkinterne Verkabelung kann auf Projekte zurückgegriffen werden, die sich bereits mit der Verlegung von Kabeln und Leitungen in der Nord- und auch der Ostsee auseinandergesetzt haben. Namentlich sind dies das Viking Cable-Projekt (BIOCONSULT 2000a und 2000b), das Europipe-Projekt (SCHUCHARDT & GRANN 1999) und die Verlegung des NorNed Kabels (SEP 1997). Weiterhin sind die Wirkungen anderer Offshore-Bauwerke auf die Sedimentologie beschrieben (z.B. RIKZ 1997, CHAKRABARI 1987).

Die vorhabenspezifischen Kenntnisse zur Gründung der WEA und zur parkinternen Verkabelung reichen aus, um auf deren Grundlage eine Auswirkungsprognose potenzieller bau-, anlage- und betriebsbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biototypen zu erstellen.

7.1.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Auswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biototypen sind während der Bauphase v.a. durch das Setzen der Fundamente und das Verlegen der Kabel zwischen den Anlagen zu erwarten. Darüber

hinaus kann der Baubetrieb während der Bauphase zu Beeinträchtigungen des Meeresbodens führen.

Verdichtung oberflächennaher Sedimente (Kompaktierung)

In Abhängigkeit vom Baugrund kommen für die Gründung der einzelnen WEA Monopiles oder Tripods zum Einsatz, die mittels Vibrations- oder Impulsramme in den Meeresboden gerammt werden. Das im direkten Umfeld anstehende Sediment wird verdrängt und verdichtet (Kompaktierung), wodurch es lokal zu Veränderungen in der Geomorphologie des Meeresbodens kommen kann. Da es sich bei den Monopiles mit hoher Wahrscheinlichkeit um hohle Stahlrohre handeln wird und somit ein großer Teil des verdrängten Materials durch das Stahlrohr entweichen kann, ist insgesamt nur von einer sehr geringen Kompaktierung des Sediments auszugehen. Selbiges gilt auch bei einer Verwendung von Tripods als Gründungsbauwerke sowie für die Gründung der Transformatorstation.

Beeinträchtigungen des Schutzgutes Sediment sowohl in seiner geomorphologischen Struktur als auch in seiner abiotischen (z.B. Speicher- und Pufferkapazität) und biotischen (z.B. Lebensraum der Meeresbodenfauna) Funktionsfähigkeit sind durch den Aspekt Kompaktierung nicht abzuleiten (keine Struktur- und Funktionsveränderungen).

Resuspension von Sediment

Durch das Rammen der Fundamente sowie das Einspülen der parkinternen Verkabelung wird Sediment aufgewirbelt und gerät in Suspension. Die Sedimentstruktur wird dadurch im unmittelbaren Einwirkungsbereich verändert, da insbesondere der Feinkornanteil verstärkt resuspendiert und verdriftet. Die direkten Einwirkungsbereiche werden also vorübergehend einen geringeren Feinkornanteil aufweisen. Da große Teile des Pilotgebietes nur einen sehr geringen Feinkornanteil aufweisen (IFAÖ 2003), ist hier dieser Aspekt für die Zusammensetzung der Sedimentstruktur von nur untergeordneter Bedeutung. Im zentralen Bereich des Pilotgebietes befinden sich allerdings auch Bereiche mit einem erhöhten Anteil der Feinkornfraktion. In diesem Abschnitt ist die Veränderung der Sedimentstruktur durch das Einbringen der Fundamente und das Einspülen der parkinternen Verkabelung erhöht. Durch die nach Abschluss der Bauarbeiten einsetzende Angleichung der Morphologie wird es jedoch wieder zu einer Angleichung der Sedimentzusammensetzung kommen.

Die Resuspension von Sediment wird temporär (während der Bauzeit), nur kleinräumig, im unmittelbaren Bereich der Fundamente und Kabel stattfinden. Aufgrund der vorherrschenden Sedimentstrukturen sind die Auswirkungen durch die Resuspension vor nur geringer Intensität, so dass insgesamt nur geringe Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut Sediment/Biototypen auftreten werden.

7.1.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Anlagebedingt kommt es zu einer vollständigen Versiegelung im Bereich der Fundamente. Darüber hinaus wirken sich die vorgesehenen Kolkschutzmaßnahmen auf die Funktionen und die Struktur des Schutzgutes aus.

Flächenversiegelung

Bei einem Einsatz von Tripodfundamenten kommt es auf einer Fläche von rd. 60 m² pro Anlage zu einer vollständigen Versiegelung des Bodens und damit verbunden zum Verlust der abiotischen und biotischen Sedimentfunktionen (Speicher- und Pufferfunktion, Habitatfunktion, etc.). Bei geplanten 120 Windenergieanlagen im Pilotgebiet ergibt sich daraus ein Gesamt-Flächenverlust von ca. 7.200 m² durch die Gründungsbauwerke. Bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks von ca. 103 km² entspricht dies einem Anteil von rd. 0,07‰. Sollten Monopiles als Gründungsbauwerke zum Einsatz kommen, beträgt der flächenmäßige Anteil pro Anlage rd. 24 m². Der Gesamtflächenverlust beträgt bei dieser Variante rd. 2.880 m² (entspricht 0,03‰ der Gesamtfläche des Pilotgebietes).

Das Flächenausmaß der Kolkenschutzmaßnahmen beträgt bei den Tripodfundamenten rd. 450 m² pro Anlage, so dass bei den geplanten 120 Anlagen ca. 5,4 ha in Anspruch genommen werden (entspricht 0,52‰ der Gesamtfläche des Pilotgebietes). Bei einem Einsatz von Monopilefundamenten beträgt der Flächenanspruch pro Anlage rd. 570 m². Bei 120 Anlagen resultiert daraus eine Gesamtflächeninanspruchnahme von 6,8 ha (=0,66‰ der Gesamtfläche des Pilotgebietes).

Tab. 52 fasst die angeführten Werte zur Versiegelung des Meeresbodens zusammen.

Tab. 52: Flächeninanspruchnahme am Meeresboden durch Anlagenteile des geplanten Windparks.

Anlagenbauteil	Flächeninanspruchnahme Einzelanlage	Flächeninanspruchnahme alle Anlagen (120 Stk.)	Anteil des Flächenanspruchs bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks (103 km ²)
Tripod-Fundament	ca. 60 m ²	ca. 7.200 m ²	ca. 0,07 ‰
Kolkchutz (Tripod)	ca. 450 m ²	ca. 54.000 m ²	ca. 0,52 ‰
Gesamt	ca. 510 m²	ca. 61.200 m²	ca. 0,59 ‰
Monopile-Fundament	ca. 24 m ²	ca. 2.880 m ²	ca. 0,03 ‰
Kolkchutz (Monopile)	ca. 570 m ²	ca. 68.400 m ²	ca. 0,66 ‰
Gesamt	ca. 594 m²	ca. 71.280 m²	ca. 0,69 ‰

Insgesamt führt die Flächenversiegelung bzw. starke Veränderung der Sedimentstruktur durch die Gründungsbauwerke und die Kolkenschutzmaßnahmen zu dauerhaften aber kleinräumigen Auswirkungen auf das Schutzgut Sediment. Aufgrund der starken/vollständigen Funktionsverluste am unmittelbaren Einwirkungsbereich ist die Intensität hoch. Bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks von 103 km² beträgt der Anteil der Flächeninanspruchnahme durch die Windenergieanlagen bei einem Einsatz von Tripodfundamenten rd. 0,59‰ und bei Monopilefundamenten 0,69‰. Bei beiden Varianten kommt es insgesamt durch den anlagebedingten Wirkfaktor Flächenversiegelung zu geringen Struktur- und Funktionsverlusten des Schutzgutes innerhalb des Pilotgebietes. Diese Einschätzung resultiert im Wesentlichen aus der Kleinräumigkeit der Wirkungen.

Veränderung der Morphologie

Die im unmittelbaren Umfeld der einzelnen Anlagen stattfindenden Strömungsveränderungen (s. Kap. 7.2) können zu einer veränderten Sedimentzusammensetzung (Austrag der Feinkornfraktion) und zu morphologischen Veränderungen (Ausbildung von Kolken) führen. Wir gehen hier davon aus, dass der vom Vorhabenträger vorgesehene Kolkschutz so dimensioniert ist, dass morphologische und sedimentologische Veränderungen über die Fläche des Kolkschutzes hinaus nicht stattfinden.

Nutzungsverbot

Durch das voraussichtliche Verbot der fischereilichen Nutzung innerhalb des Windparks werden die damit verbundenen mechanischen Einwirkungen auf die oberflächennahen Sedimente aufgehoben. Ausgenommen der unmittelbaren Anlagenbereiche werden sich durch die hydrologisch/morphologisch gestaltenden Kräfte (Strömung, Wind, Seegang, etc.) „natürlichere“ sedimentologische Verhältnisse einstellen. Diese Veränderungen von Struktur und Funktion werden sich auf die Fläche des Windparks beziehen und sind somit mittlräumig. Da das Nutzungsverbot für die gesamte Betriebszeit des Windparks bestehen bleibt, sind die Auswirkungen dauerhaft. Die Intensität der Veränderung wird als gering eingestuft. Insgesamt resultieren daraus geringe Veränderungen von Funktion und Struktur des Schutzgutes. Diese sind als positiv zu bewerten.

7.1.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Schwingungen der einzelnen Anlagen sowie Wärmeverluste während des Betriebes der parkinternen Verkabelung können zu betriebsbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut führen.

Wärmeentwicklung im Bereich der parkinternen Verkabelung

Durch den Widerstand der Kabelinnenleiter kommt es während des Stromtransportes zu Energieverlusten, die als Wärme radial abgeleitet werden. In der Folge kommt es an der Kabeloberfläche zu einer Erwärmung, die sich im Sediment bzw. im umgebenden Porenwasser fortsetzt. Eine detailliertere Beschreibung des Wirkfaktors Wärmeentwicklung im Bereich der Kabel erfolgt in Kap. 7.4.5.

Die thermische Veränderung der oberflächennahen Sedimente kann zu Veränderungen des Bodens in seiner Lebensraumfunktion für die aquatische Fauna führen. Dieser Aspekt wird in Kap. 7.4.5 erläutert.

Weiterhin kann die oberflächliche Erwärmung durch die Kabel zu einer Veränderung der geochemischen Prozesse im Sediment führen. Zu der wichtigsten Gruppe von Reaktionen im Sediment gehört der Abbau organischen Materials. Das fluviatil und marin eingetragene organische Material wird mikrobiell im Sediment mit den vorhandenen Oxidationsmitteln umgesetzt. Diese tiefenzonierten Prozesse sind unter anderem der Abbau organischen Materials mit Sauerstoff, die Denitrifizierung, die Reduktion von Mangan- und Eisenoxiden und -hydroxiden, sowie die Sulfatreduktion. Nachdem die aufgeführten Reduktionsmittel verbraucht sind, tritt als finaler Schritt der Abbaureaktionen die Fermentation ein, bei der Kohlenstoff im organischen Material zu Methan und Kohlendi-

oxid umgewandelt wird (FROELICH et al. 1979). Die Höhe der Umsatzraten ist von mehreren Faktoren wie z.B. Quantität und Qualität des organischen Materials, der Wasserqualität, den Temperaturen und der Tätigkeit von benthischen Organismen abhängig. Die Sedimenttiefe, in der die einzelnen Prozesse ablaufen, ist variabel, eine eindeutige schematisierte Tiefenzuordnung der oxischen, suboxischen und anoxischen Zone ist nicht möglich.

Die geochemischen Abbauprozesse, die zu einer Reduzierung der Nitratkonzentrationen im Oberflächenwasser bzw. zur Freisetzung von Schadstoffen ins Oberflächenwasser führen können, finden grundsätzlich in allen Sedimenten statt. Besonders groß sind die Abbauraten jedoch dort, wo der Anteil organischer Substanz im Sediment hoch ist. Die durch den Betrieb der Kabel hervorgerufenen Temperaturerhöhungen in der oberen Sedimentschicht kann grundsätzlich zu einem erhöhten Abbau von organischer Substanz und zu Folgereaktionen wie z.B. Schwermetallfreisetzung führen (SAGEMANN 1994, SKOWRONEK 1994). Auch wenn die Intensität einer solchen Reaktion innerhalb des sandgeprägten Pilotgebietes gegenüber feinklastischen Gebieten reduziert ist, kann die kabelinduzierte Erwärmung der Oberflächensedimente insbesondere im mittleren Bereich des Gebietes, in dem der Feinkornanteil erhöht ist, zu einer geringfügigen Erhöhung der geochemischen Reaktionen führen.

Bei der vorgesehenen Verlegung der Kabel in ca. 1 m Tiefe kommt es somit kleinräumig zu Temperaturerhöhungen mit geringer Intensität. Da diese dauerhaft sind, ist nicht auszuschließen, dass es im unmittelbaren Bereich der Kabel zu geringfügigen Veränderungen der sedimentologischen Verhältnisse kommt. Aufgrund der Zusammensetzung der Sedimente im Pilotgebiet, der Kleinräumigkeit der Wirkungen und der wahrscheinlich nur geringen Temperaturerhöhung der oberen Sedimentschichten werden die Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes insgesamt als gering bewertet.

Schwingungen

Die von den einzelnen Windenergieanlagen ausgehenden Schwingungen können u.U. kleinräumig einen Einfluss auf die Dichte des Sedimentes haben. Aufgrund bisher fehlender Erfahrungen und Untersuchungen können hierzu jedoch zum jetzigen Zeitpunkt noch keine Aussagen getroffen werden. Insgesamt sind aber deutliche Wirkungen auf die Funktionsfähigkeit des Schutzgutes Sediment nicht wahrscheinlich.

7.1.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die zu erwartenden Auswirkungen vom Rückbau der Windkraftanlagen auf das Schutzgut Sediment/Biotoptypen sind abhängig von der hierfür eingesetzten Technik, die derzeit noch nicht bekannt ist. Grundsätzlich wird aber auch durch das Entfernen der Anlagen und der Fundamente Sediment resuspendiert, was zu einer Veränderung der Sedimentstrukturen führen kann. Diese Wirkungen sind im Kap. 7.1.3 beschrieben.

Nach dem Rückbau der Anlagen sind anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen nicht mehr zu besorgen.

7.1.7 Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biototypen

Die im Wesentlichen aus der Resuspension von Sediment resultierenden baubedingten Auswirkungen auf das Schutzgut sind in ihrer Ausdehnung kleinräumig, auf die Bauzeit (einschl. einer Regenerationsphase) begrenzt und von geringer Intensität. Die baubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen sind somit gering.

Die Versiegelung von Flächen durch die Fundamente sowie die starke Veränderung der Oberflächenstruktur durch die Kolkenschutzmaßnahmen führt zu dauerhaften Auswirkungen mit hoher Intensität. Da sich diese jedoch nur kleinräumig auswirken (Fläche des Fundamentes und der Kolkenschutzmaßnahme) und bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks nur einen sehr geringen Teil ausmachen, sind die anlagebedingten Struktur- und Funktionsveränderungen insgesamt gering. Das fischereiliche Nutzungsverbot innerhalb des Windparks führt zu positiven Aspekten für das Schutzgut.

Betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut werden fast ausschließlich durch die Erwärmung der oberflächennahen Sedimente im Bereich der parkinternen Verkabelung verursacht. Eine geringfügige Erhöhung geochemischer Prozesse kann hier zu dauerhaften, kleinräumigen Auswirkungen mit geringer Intensität führen. Daraus resultieren geringe Struktur- und Funktionsveränderungen.

Die rückbaubedingten Auswirkungen des Vorhabens entsprechen denen der baubedingten Auswirkungen und führen somit ebenfalls zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen.

Einen zusammenfassenden Überblick der Bau-, anlage-, betriebs- und rückbaubedingten Auswirkungen gibt Tab. 53.

Tab. 53: Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Sediment/Biototypen.

Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Funktions- und Strukturveränderungen
Baubedingte Wirkfaktoren					
▪ Verdichtung oberflächennaher Sedimente	Veränderung der Sedimentstruktur	keine Struktur- und Funktionsveränderungen ableitbar			
▪ Resuspension von Sediment durch die Errichtung der Fundamente und parkinterner Verkabelung	Veränderung der Sedimentstruktur	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Anlagebedingte Wirkfaktoren					
▪ Flächenversiegelung	Verlust bzw. Reduzierung der Sedimentfunktionen	k	d	h	G
▪ Nutzungsverbot	Reduzierung mechanischer Einwirkungen auf den Boden	m	d	g	G(+)
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)*					gering
Betriebsbedingte Wirkfaktoren					
▪ Wärmeentwicklung im Bereich der parkinternen Verkabelung	Verstärkung geochemischer Reaktionen	k	d	g	G
▪ Schwingungen	Veränderung der Sedimentstruktur	keine Struktur- und Funktionsveränderungen ableitbar			
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Rückbaubedingte Wirkfaktoren					
▪ Resuspension von Sediment	Veränderung der Sedimentstruktur	k	k	g	G
Rückbaubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen					
Ausdehnung: k = kleinräumig, m = mittelräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig, d = dauerhaft					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Funktions- und Strukturveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					
(+) = Auswirkungen führen zu positiven Struktur- und Funktionsveränderungen					
* positive Struktur- und Funktionsveränderungen sind unberücksichtigt					

Bau, Anlage, Betrieb und Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Sediment/Biototypen im Pilotgebiet. Das Nutzungsverbot innerhalb des Windparks wird sich positiv auf die Struktur und die Funktion des Sedimentes auswirken. Insgesamt werden somit die Funktions- und Strukturveränderung durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Sediment/Biototypen als **gering** bewertet.

7.2 Schutzgut Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität)

7.2.1 Nullvariante

Ohne Realisierung der Maßnahme wird sich an der Situation im Planungsgebiet voraussichtlich wenig verändern. Die fischereiliche Nutzung wird fortgesetzt, wahrscheinlich aber auf etwas niedrigerem Niveau (EU-weite Reduzierung der Fischfangflotte). Da die anthropogenen Eileitungen von Nähr- und Schadstoffen in den nächsten Jahren weiter reduziert werden sollen, ist auch mit einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität zu rechnen.

7.2.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Erkenntnisstand bezüglich der Auswirkungen eines Offshore-WEA-Komplexes auf das Schutzgut Hydrologie / Morphologie ist insgesamt gut. Zum einen wurden numerischen Simulationen zur Abschätzung der Einwirkungen des geplanten Windparks SANDBANK 24 auf die Strömung und Morphologie durchgeführt (MAYERLE 2002). Weitere Ergebnisse numerischer Modelle liegen zu geplanten Offshore-Windparks in Dänemark (ELSAMPROJEKT 2000, SEAS 2000) und Holland (NSW 2000) vor. Zum anderen sind die Wirkungen anderer Offshore-Bauwerke auf das hydrodynamisch-morphologische Geschehen dokumentiert (z.B. RIKZ 1997, CHAKRABARI 1987). Weitere Expertisen zu möglichen Beeinträchtigungen wurden im Rahmen der aktuellen Diskussion über die Nutzung von Offshore-Windenergie z.B. durch das Institut für Strömungsmechanik an der Universität Hannover (MITTENDORF et al. 2001, ZIELKE 2000) sowie von ALKYON (2000) erstellt.

Die vorhabenspezifischen Kenntnisse zur Ausgestaltung und Anordnung der WEA und zur parkinternen Verkabelung sowie die Kenntnisse der sedimentologischen Verhältnisse im Planungsgebiet reichen aus, um auf dessen Grundlage eine Auswirkungsprognose potenzieller bau-, anlage- und betriebsbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Wasser (Hydrologie/Morphologie einschl. Wasserqualität) zu erstellen.

7.2.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Während der Bauphase kommt es vor allem durch die Gründung der Fundamente und die Verlegung der Kabel zwischen den Anlagen zu Auswirkungen, die auf das hydrodynamische Geschehen wirken können. Weitere Wirkungen können sich durch den Betrieb der Baumaschinen und Schiffe ergeben. Die Baumaßnahmen können sich auf das Schutzgut Wasser auswirken, indem

- durch das Aufwirbeln von Sediment an den Gründungsbauwerken und durch das Einspülen der Kabel auf ca. 100 km Länge Sediment resuspendiert wird,
- das resuspendierte Material in Teilbereichen zu erhöhten Schwebstoffkonzentrationen führt,
- resuspendiertes Material an anderer Stelle sedimentiert,

- durch die Resuspension von Sediment Schadstoffe freigesetzt werden,
- es durch die Aufwirbelung der Schiffsschrauben, Anker, Ankertrossen etc. zu weiteren Resuspensionen und erhöhten Schwebstoffkonzentrationen kommt.

Resuspension von Sediment

Durch das Einbringen der Fundamente und das Einspülen der parkinternen Verkabelung wird im unmittelbaren Einwirkungsbereich Sediment aufgewirbelt und gerät in Suspension. Bei dem Einspülverfahren werden die Kabel auf dem Meeresboden abgelegt und mittels Wasserstrahl eingespült. Durch dieses Verfahren wird das Sediment im unmittelbaren Verlegebereich fluidisiert, so dass das Kabel einsinken kann.

Das Ausmaß der Resuspension hängt im Wesentlichen von der Sedimentzusammensetzung am Standort ab. Die Sandfraktion des aufgewirbelten Materials sinkt i.d.R. im unmittelbaren Nahbereich wieder ab. Die Feinkornfraktion (Ton/Schluff) verbleibt jedoch einige Zeit in Suspension, wird durch die Strömung mitgeführt und in Abhängigkeit von Wind, Wassertiefe, Strömung etc. an anderer Stelle sedimentiert. Sedimentation findet vor allem bei Stauwassersituationen statt (niedrige Strömungsgeschwindigkeiten).

Charakteristisch für das Pilotgebietgebiet ist die starke Dominanz der Sandkornfraktion in weiten Teilen des Gebietes. Im zentralen Bereich des Pilotgebietes sind darüber hinaus erhöhte Anteile feinklastischer Sedimente anzutreffen.

Aufgrund des hohen Anteils der Sandkornfraktion wird der größte Teil des resuspendierten Materials im unmittelbaren Umfeld der Anlagen sedimentieren. Mit merklichen Auflandungen ist jedoch aufgrund der geringen Menge suspendierten Materials und des Einwirkens der morphologisch gestaltenden Kräfte wie Strömung, Seegang, Wind, etc. nur sehr kleinräumig zu rechnen. Die Wirkungen durch die Resuspension von Sediment sind insgesamt von geringer Intensität, so dass es allenfalls zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen auf das Schutzgut Wasser kommt.

Bildung von Trübungsfahnen

Das Einbringen der Gründungsbauwerke und das Einspülen der parkinternen Verkabelung führt im Nahbereich der jeweiligen Anlagen zu verstärkter Resuspension von Sedimenten (s.o.) und somit zu einer temporären Erhöhung der Schwebstoffkonzentration. Das Ausmaß dieser Erhöhung ist dabei von einer Vielzahl von Faktoren, v.a. jedoch dem Feinkornanteil des bewegten Materials, der Art der eingesetzten Baumaschinen, dem Bauverfahren, der Jahreszeit und dem bewegten Volumen pro Zeiteinheit abhängig. Mögliche Beeinträchtigungen sind temporäre Reduktionen der planktischen Primärproduktion, Beeinträchtigungen der benthischen Flora und Fauna durch erhöhte Sedimentation, verminderte Sichttiefe und verstärkte Sauerstoffzehrung.

In Gebieten mit einem erhöhten Anteil an Sedimenten der Feinkornfraktion ist die temporäre Zunahme der Schwebstoffkonzentration grundsätzlich erhöht, da diese Kornfraktion aufgrund ihrer Größe und Dichte länger in Schwebelage gehalten wird als die Sandfraktion.

Wie bereits erwähnt, wird das Planungsgebiet von Sedimenten der Sandkornfraktion dominiert, nur im zentralen Bereich des Gebietes befinden sich Bereiche mit einem erhöhten Anteil der Feinkornfraktion. Der größte Teil des resuspendierten Materials wird unmittelbar auf den Meersboden absinken und kurzfristig und punktuell im unmittelbaren Einwirkungsbereich zu einer erhöhten Trübung führen. Der Anteil der Feinkornfraktion (Ton und Schluff) ist mit 1-5% in den sandgeprägten Bereichen des Planungsgebietes gering. Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen, die sich negativ auf die planktische Primärproduktion oder die benthische Flora und Fauna auswirken, sind hier nicht zu erwarten. Allerdings kann es im zentralen Bereich des Pilotgebietes temporär zu erhöhten Trübungen kommen.

Insgesamt ist die erhöhte Schwebstoffkonzentration von geringer Intensität, so dass es auch nur zu geringen Funktions- und Strukturveränderungen des Schutzgutes kommen wird.

Modellierungen im Rahmen der Umwelteinschätzung zum OWP Rødsand in Dänemark bestätigen diese Einschätzung. Hier prognostizierten die Gutachter ausschließlich sehr kurzfristige und kleinräumige Erhöhungen der Schwebstoffkonzentrationen (SEAS 2000).

Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen durch Resuspension

Durch das Rammen der Gründungsbauwerke und das Einspülen der parkinternen Verkabelung kommt es zu temporär erhöhten Resuspensionsraten und die im Sediment gebundenen Schadstoffe können remobilisiert werden. Aufgrund des vergleichsweise geringen Feinkornanteils im Pilotgebiet und der nur kleinräumigen Remobilisierung von Sediment ist von einer verstärkten Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus dem Sediment jedoch nur in sehr geringem Maße auszugehen. Die Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut Wasser sind gering.

Grabenbildung

Da ein Teil der Sedimente während des Einspülens der Kabelverbindungen verdriftet, werden unmittelbar nach der Maßnahme Bodensenken vorhanden sein. Abhängig vom aktuellen Wiederverfüllungsgrad werden diese etwa 0,3 – 0,8 m tief sein. Die Breite der Gräben ist derzeit nicht bekannt, beträgt aber bei dem Jetting-Verfahren i.d.R. ca. 1m. Für die Verlegung des NorNed Kabels ist von einer mittleren Wiederverfüllung von 80% ausgegangen worden (SEP 1997). Durch Nachrutschen der Seiten und Sedimentation wird es zu einer Wiederangleichung der Sohle kommen. Dies kann allerdings mehrere Monate dauern, da die überformende Morphodynamik hier, im Vergleich zum direkten Küstenbereich, deutlich schwächer ist. Sedimentologische Untersuchungen im Eulitoral des Wattenmeeres zeigten z.B., dass Fischereispuren 3 – 10 Monate lang im Sediment sichtbar waren (MEIXNER & WILL 1978). BÖHME (1988) verweist in diesem Zusammenhang darauf, dass die Erhaltungsdauer solcher rinnenförmigen Spuren vom Sedimenttyp und den Strömungsverhältnissen im Gebiet abzuhängen scheint.

Da im Wesentlichen der Feinkornanteil des Sedimentes verdriftet, ist im Bereich des Planungsgebietes von einem vergleichsweise hohen Wiederverfüllungsgrad auszugehen, so dass die morphologischen Veränderungen im Gebiet gering sein werden. Von einer Angleichung der Morphologie ist nach einigen Wochen – mehreren Monaten nach Abschluss der Baumaßnahme auszugehen.

Insgesamt sind die morphologischen Veränderungen durch die Grabenbildung kleinräumig, kurzfristig und von geringer Intensität. Die Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut sind somit gering.

Baubetrieb allgemein

Weitere baubedingte Auswirkungen werden durch den Baubetrieb und die damit verbundenen Schiffsbewegungen auftreten. Zum einen kommt es zu weiteren Resuspensionen von Sediment durch das Ankern und das Fixieren von Baumaschinen im Meeresboden, zum anderen werden durch das mechanische Einwirken in den Meeresboden kleinräumig morphologische Veränderungen herbeigeführt. Die potenziellen Wirkungen entsprechen denen der oben beschriebenen Aspekte Resuspension, Bildung von Trübungsfahnen und Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen, sind aber sehr kleinräumig.

7.2.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Als meerestechnische Bauwerke sind Offshore-WEA-Komplexe in hohem Maße dem Wind, den Meeresströmungen, den Wellen und je nach Standort auch dem Eis oder sich ändernden morphologischen Bedingungen ausgesetzt. Veränderungen der hydrodynamischen Verhältnisse können die Folge sein. Zur Identifizierung möglicher Veränderungen gilt es, sowohl die Einzelbauwerke als auch das Zusammenwirken aller Anlagen eines Windparks zu betrachten.

Veränderung des Strömungsregimes

Durch die einzelnen Bauwerke wird sich das lokale Strömungsregime im Nahbereich der einzelnen Anlagen verändern, indem die Strömungsgeschwindigkeit zunimmt (MITTENDORF et al. 2001). Die Beeinflussung der Strömung durch ein einzelnes Bauwerk erstreckt sich dabei seitlich auf einen sehr kleinräumigen Bereich. Bei Annahme eines Kreiszylinders beträgt die Geschwindigkeitserhöhung im Abstand eines Bauwerksdurchmessers nur noch 10%, im Abstand von zwei Bauwerksdurchmessern 4% (ZIELKE 2000). Hinter dem Bauwerk (in Abhängigkeit von der Tidephase) treten ein Ablösebereich und Wirbel auf, die über mehrere Bauwerksdurchmesser langsam abklingen. Vor und seitlich des umströmten Bauwerkes tritt bodennah eine Strömung auf, die vom Bauwerk weggerichtet ist und unmittelbar am Meeresboden Wirbel ausbildet. Die Achsen dieser Wirbel sind wie ein Hufeisen um das Bauwerk angelegt (horseshoe vortex) (ZIELKE 2000). Hinter diesem „Hufeisen“ treten unregelmäßige Ablösewirbel auf. Insgesamt weist die Strömung unmittelbar am Bauwerk eine sehr komplizierte räumliche Struktur auf.

Einen Einfluss auf die großräumige Strömung durch das Einwirken des gesamten Windparks auf das Strömungsregime bewerten ZIELKE (2000) und MITTENDORF et al. (2001) wie folgt: Die auf jede einzelne Anlage wirkende Strömungskraft lässt sich mit der Anzahl der Anlagen des Windparks multiplizieren, so dass sich daraus eine integrale Widerstandskraft des Windparks ermitteln lässt. Diese kann man mit der Reibungskraft vergleichen, die auf die großräumige Strömung vom Meeresboden ohne Berücksichtigung der Anlagen entsteht. Das Ergebnis ist eine bremsende Wirkung der Anlagen, die nur wenige Prozent der vom Boden auf die Strömung ausgeübten Reibung ausmacht, dessen Prozentsatz allerdings mit zunehmender Wassertiefe steigt.

Nach ZIELKE (2000) kommt es insgesamt zu einer nur geringen Reduzierung der Meeresströmungen im Bereich eines Windparks, was nicht im Widerspruch zu den lokalen Geschwindigkeitserhöhungen unmittelbar an jeder einzelnen Windkraftanlage steht. MITTENDORF et al. (2001) prognostizieren geringfügige Strömungsveränderungen im Bereich des Windparks. Demnach kommt es zu einer geringen Verminderung der Strömungsgeschwindigkeiten im Parkgebiet und zu einer leichten Erhöhung um den Park herum. Die Änderungen der Anströmrichtungen im Planungsgebiet durch Wind und/oder Gezeiten führen dabei zu wechselnden Bereichen mit Geschwindigkeitserhöhungen bzw. -reduzierungen im und um das Gebiet. Die Modellierungen von MAYERLE (2003) zum hier beschriebenen Windpark Sandbank 24 sowie Untersuchungen im Rahmen weiterer geplanter Offshore-Windparks kommen zu vergleichbaren Ergebnissen (z.B. ALKYON 2000, SEAS 2000).

Resultierend aus den dargestellten Strömungsveränderungen kann es in den direkten Anlagebereichen zu einer Veränderung der Dynamik der Schichtungsverhältnisse im Wasserkörper kommen. Weiterhin ist der vermehrte Eintrag von Phytoplankton durch lokale Verwirbelungen in bodennahe Wasserschichten möglich. Insgesamt hängen die hydrologischen Auswirkungen des Vorhabens eng mit den jeweiligen standörtlichen Gegebenheiten zusammen.

Weiterhin können sich aus der Vielfalt der Strömungsveränderungen je nach Standort Auswirkungen auf die Morphodynamik ergeben. Wahrscheinlich ist eine lokale Veränderung der Sedimentzusammensetzung im direkten Nahbereich der Anlagen, da das veränderte Strömungsbild zu Erosion und somit zur Entstehung von Kolken führt (KUBE 2000). Der Aspekt der Kolkbildung wird im Rahmen der vorliegenden Studie jedoch nicht weiter betrachtet, da nach den Angaben des Vorhabenträgers Kolkschutzmaßnahmen vorgesehen sind. Anzumerken ist in diesem Zusammenhang, dass diese Kolkschutzmaßnahmen einen weiteren Einfluss auf das kleinräumige, bodennahe Strömungsregime haben werden.

Das veränderte Strömungsregime wird sich dauerhaft und mittelmäßig (Gesamtfläche des Windparks, einschl. des näheren Umfeldes) auswirken. Die Intensität ist jedoch gering, so dass auch die Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut Wasser als gering bewertet werden.

Freisetzung von Nähr und Schadstoffen durch Resuspension

Wie unter dem vorherigen Punkt bereits ausgeführt, wird sich das Strömungsbild im direkten Umfeld der einzelnen Anlagen verändern und kann auf die geomorphologischen Prozesse rückwirken. Aufgrund der vorgesehenen Kolkschutzmaßnahmen und des geringen Anteils der Feinkornfraktion im Gebiet wird dieser Aspekt jedoch nicht weiter betrachtet.

Veränderung des Wellenfeldes

Durch die einzelnen Bauwerke des Windparks wird sich das „Wellenmuster“ in den Anlagebereichen (1-2 facher Durchmesser der Anlagen) verändern, da Bauwerke in einem Wellenfeld zusätzliche Reibungen verursachen. Dies führt an der jeweils strömungsabgewandten Seite zu einer leichten Abnahme der Wellenhöhe und zu einer leichten Zunahme der Wellenhöhe an der jeweils strömungszugewandten Seite (HOFFMANN et al. 1997, CHAKRABARI 1987). SEAS (2000) beziffert die Reduzierung der Wellenhöhe hinter einer Reihe von 9 WEA mit maximal 4%. Auch KUBE (2000) geht von einer nur geringfügigen Dämpfung des Seegangs aus.

Nach ZIELKE (2000) beschränkt sich die Beeinflussung des Seegangs durch eine einzelne Anlage, ähnlich wie die der Strömung, seitlich auf Abstände von etwa einem bis zwei Bauwerksdurchmessern und dahinter auf einige Durchmesser. Bezogen auf den gesamten Windpark wird sich das Wellenklima geringfügig verändern. Die Wellendissipation an den Bauwerken wird zu einer geringen Dämpfung führen. Ebenso kommt es zu einer leichten Reduzierung des Windeintrages, der durch die Windschattenwirkung der einzelnen Anlagen entsteht.

Das veränderte Wellenfeld wird sich dauerhaft und mittelräumig (Gesamtfläche des Windparks, einschl. des näheren Umfeldes) auswirken. Die Intensität ist jedoch gering, so dass auch die Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut Wasser als gering bewertet werden.

7.2.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Resuspension durch Wartungsarbeiten

Während des Betriebs des Windparks kann es durch Wartungs- und Reparaturarbeiten an den Anlagen oder Kabeln zu einer temporären Resuspension von Sediment kommen, die zu erhöhten Schwebstoffkonzentrationen und der Freisetzung von Schadstoffen während der Arbeiten führen können. Auf Grund der zeitlichen und räumlichen Begrenztheit der Arbeiten ist die Resuspensionsrate voraussichtlich gering. Mögliche Wirkungen sind dem Kap. 7.2.3 zu entnehmen.

7.2.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die zu erwartenden Auswirkungen vom Rückbau der Windkraftanlagen auf das Schutzgut Wasser sind abhängig von der hierfür eingesetzten Technik, die derzeit noch nicht bekannt ist. Grundsätzlich sind ähnliche temporäre Beeinträchtigungen wie beim Bau der Anlagen zu erwarten (geringfügige Auflandungen durch Resuspension; verminderte Sichttiefe, Reduktion der planktischen Primärproduktion, etc. durch die Bildung von Trübungsfahnen).

Nach dem Rückbau der Anlagen sind anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen nicht mehr zu besorgen.

7.2.7 Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Wasser

Die im Wesentlichen aus der Resuspension von Sediment, der Bildung von Trübungsfahnen, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie der Grabenbildung resultierenden baubedingten Auswirkungen auf das Schutzgut sind in ihrer Ausdehnung kleinräumig, auf die Bauzeit (einschl. einer Regenerationsphase) begrenzt und von geringer Intensität. Die baubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen sind somit gering.

Die Veränderung des Strömungsregimes und des Wellenfeldes werden sowohl im Bereich der einzelnen Anlagen aber auch bezogen auf den gesamten Windpark dauerhaft nachweisbar sein. Aller-

dings sind die Veränderungen von geringer Ausprägung, so dass die anlagebedingten Struktur- und Funktionsverluste insgesamt als gering bewertet werden.

Betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut werden fast ausschließlich durch die Resuspension von Sediment durch Wartungs- bzw. Reparaturarbeiten im Bereich der parainternen Verkabelung, des Kolkschutzes oder der Fundamente verursacht. Entsprechend den geschilderten baubedingten Auswirkungen durch die Resuspension von Sediment sind die Struktur- und Funktionsverluste gering.

Die rückbaubedingten Auswirkungen des Vorhabens entsprechen denen der baubedingten Auswirkungen und führen somit ebenfalls zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen.

Einen zusammenfassenden Überblick der Bau-, anlage-, betriebs- und rückbaubedingten Auswirkungen gibt Tab. 54.

Tab. 54: Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Wasser.

Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Funktions- und Strukturveränderung
Baubedingte Wirkfaktoren					
▪ Resuspension von Sediment	Morphologische Veränderungen wie z.B. Auflandungen	k	k	g	G
▪ Bildung von Trübungsfahnen	Reduktion planktischer Primärproduktion, Beeinträchtigung der benthischen Flora und Fauna	k	k	g	G
▪ Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen	Verschlechterung der Wasserqualität	k	k	g	G
▪ Grabenbildung	Veränderung der morphologischen Strukturen	k	k	g	G
▪ Baubetrieb allgemein	Morphologische Veränderungen	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Anlagebedingte Wirkfaktoren					
▪ Veränderung des Strömungsregimes	Geschwindigkeitserhöhung im Bereich der einzelnen Anlagen, Geschwindigkeitsreduzierung im gesamten Windpark	m	d	g	G
▪ Veränderung des Wellenfeldes	Geringfügige Dämpfung des Seegangs	m	d	g	G
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Betriebsbedingte Wirkfaktoren					
▪ Resuspension von Sediment durch Wartungsarbeiten	Morphologische Veränderungen wie z.B. Auflandungen	l	k	g	G
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Rückbaubedingte Wirkfaktoren					
▪ s. baubedingte Wirkfaktoren	s. baubedingte Wirkfaktoren	k	k	g	G
Rückbaubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen					
Ausdehnung: k = kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig, d = dauerhaft					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Funktions- und Strukturveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Bau, Anlage, Betrieb und Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Wasser im Pilotgebiet. Insgesamt werden somit die Funktions- und Strukturveränderung durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Wasser als **gering** bewertet.

7.3 Schutzgut Klima/Luft

Die möglichen Auswirkungen eines OWP auf das Schutzgut Klima/Luft werden in der einschlägigen Literatur kaum berücksichtigt, da den geringfügigen negativen Auswirkungen die Vorteile der Entlastung des Klimas durch WEA gegenübergestellt werden. Niedersachsen geht soweit, dass in der UVS zum ROV (NMI 1995) die Bearbeitung des Schutzgutes Klima nicht gefordert wird.

7.3.1 Nullvariante

Bei Durchführung der Nullvariante werden die als Vorbelastungen beschriebenen Beeinträchtigungen auch weiterhin im Pilotgebiet wirksam sein. Eine Veränderung des Bestandes für das Schutzgut Klima ist abhängig von der globalen Klimaentwicklung und der lufthygienischen Situation.

7.3.2 Bau-, anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Folgende Faktoren können Auswirkungen auf das Schutzgut Klima/Luft haben:

- Luftverunreinigungen: Emissionen während der Bau- und Betriebsphase mit Wartungsarbeiten (Schiffsverkehr, Bagger, Kräne).
- WEA als Wind-Hindernis („Luftraumverbrauch“): Der Wind wird vor der Anlage gestaut und zum Teil über die WEA geleitet. Hinter den Anlagen wird die Windgeschwindigkeit vermindert und die Turbulenzintensität erhöht. Die Nachlaufströmungen wirken überschlägig bis zu einer Entfernung von acht Rotor-Durchmessern von der WEA (ca. 800 m). Der betroffene Raum setzt sich zylinderförmig hinter dem Rotor fort (HAHM et al. 2001). Verwirbelungen, die bis zur Wasseroberfläche reichen, sind unwahrscheinlich.

Weitere vom Vorhaben ausgehende und auf das Schutzgut Klima/Luft deutlich wirkende Faktoren sind nicht erkennbar.

Die baubedingten Auswirkungen treten vorübergehend und kleinräumig auf und sind von geringer Intensität (z.B. Emissionen der zum Transport und Bau eingesetzten Maschinen). Auf eine weitere Darstellung wird daher verzichtet.

Die anlagen- und betriebsbedingten Wirkungen auf das Schutzgut sind weitgehend identisch und werden zusammenfassend behandelt. Die WEA stellen vertikale Hindernisse für den Wind dar. Es ist davon auszugehen, dass die Windgeschwindigkeit im direkten Umfeld der Anlagen gebremst wird. Die Beeinflussungen von WEA auf das Klima begrenzen sich auf eine Reduzierung der Windgeschwindigkeiten im Luv der WEA und verstärktem Auftreten von Turbulenzen im Lee. Es handelt sich um eine örtlich begrenzte Wirkung von geringer Intensität. Sie tritt langfristig auf.

Verändernde Wirkungen der WEA auf den Seegang/Wellengang sind in geringer Intensität und kleinräumig möglich. Sie wirken langfristig. Daraus folgende Auswirkungen auf das Klima des Untersuchungsgebietes spielen keine Rolle.

7.3.3 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die rückbaubedingten Auswirkungen entsprechen den bau- und betriebsbedingten Wirkungen. Sie treten vorübergehend und kleinräumig auf und sind gering (z.B. Emissionen der zum Transport und Bau eingesetzten Maschinen). Auf eine weitere Darstellung wird daher verzichtet.

7.3.4 Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Klima/Luft

Sowohl die bau- als auch die anlage- und betriebsbedingten Wirkfaktoren wirken kleinräumig und mit geringer Intensität. Die Dauer ist bauzeitlich vorübergehend, betriebs- und anlagebedingt andauernd.

Insgesamt führen die Auswirkung durch das Vorhaben zu **geringen** Struktur- und Funktionsverlusten. Auf eine tabellarische Darstellung wird aufgrund der geringen Relevanz verzichtet.

Als entlastende Auswirkungen auf das Schutzgut Klima/Luft ist durch den Betrieb des OWP eine Einsparung von CO₂-Emissionen zu prognostizieren.

7.4 Schutzgut Makrozoobenthos

7.4.1 Nullvariante

Für das Makrozoobenthos der Nordsee oder einzelner Bereiche sind die langfristigen Veränderungen relativ gut dokumentiert (z.B. REID & EDWARDS 2001; WIEKING & KRÖNCKE 2001). Sie machen deutlich, dass die beobachteten langfristigen Veränderungen sowohl Ergebnis großräumiger klimatischer / hydrographischer Schwankungen als auch Ergebnis anthropogener Einflüsse, wie v.a. Eutrophierung und Fischerei, sind. Die Relevanz der verschiedenen Faktoren kann dabei bisher nur begrenzt quantifiziert werden. Die Maßnahmen zur Reduzierung des Stoffeintrags in die Nordsee beginnen Wirkung zu zeigen.

In der Zukunft ist für die Deutsche Bucht und damit auch für das Pilotgebiet eine weitere Reduzierung der Stoffeinträge absehbar, die u.U. langfristig zu einer Reduzierung der beobachteten Auswirkungen der Eutrophierung führt. Beeinträchtigungen und Mortalität des Makrozoobenthos sind auch abhängig von der Intensität der Fischerei (REID & EDWARDS 2001). Diese könnte sich aufgrund des EU-Beschlusses zur Reduzierung der Fischereiflotte tendenziell reduzieren.

7.4.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Erkenntnisstand bezüglich der bau-, anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen eines Offshore-WEA-Komplexes auf das Schutzgut Makrozoobenthos ist für die grundlegenden Zusammenhänge aus der Literatur und den bisher durchgeführten Untersuchungen zu Offshore-Bauvorhaben

zu einem großen Teil qualitativ ableitbar. Sie müssen jedoch für den konkreten Eingriffsstandort durch ein vorhabenbegleitendes Monitoringprogramm überprüft und quantifiziert werden.

Die vorhabenspezifischen Kenntnisse zu Bauablauf, Bausführung und Ausgestaltung der WEA bzw. des gesamten Windparks reichen aus, um auf dieser Grundlage eine Auswirkungsprognose potenzieller bau-, anlage- und betriebsbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Makrozoobenthos zu erstellen.

7.4.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Während der Errichtung der Anlagen kann es v.a. durch Schadstoffemissionen, die direkte Störung oberflächlicher Sedimente (Gründung, Kolkschutz und Kabelverlegung), die Resuspension von Sediment, die Bildung von Trübungsfahnen und die Erhöhung der Sedimentation zu Auswirkungen auf das Makrozoobenthos kommen. Die aus diesen Wirkfaktoren resultierenden Auswirkungen werden im Folgenden beschrieben.

Direkte Störung oberflächennaher Sedimente

Die Störung oberflächlicher Sedimente und damit der in und auf ihnen lebenden Fauna wird v.a. durch die Gründungsarbeiten, die Einbringung des Kolkschutzes und durch das Einspülen der parkinternen Verkabelung verursacht.

Durch das Einbringen der Fundamente wird das Makrozoobenthos im direkten Einwirkungsbereich durch mechanischen Druck getötet. Die betroffenen Flächen umfassen im Wesentlichen den Durchmesser der Fundamente und des Kolkschutzes. Die Bilanzierung der „Verlustflächen“ erfolgt im Kapitel der anlagebedingten Auswirkungen des Vorhabens (Kap. 7.4.4).

Durch das Einspülen der parkinternen Verkabelung kommt es in den direkten Einwirkungsbereichen zu einer vollständigen Umlagerung der Sedimente. Das Makrozoobenthos wird in diesem Bereich stark geschädigt, die Mortalitätsrate wird in den unmittelbaren Grabenbereichen hoch sein. Ein Teil der Organismen wird jedoch mit dem fluidisierten Sediment umgelagert und diese Umlagerung auch überleben. Dies resultiert aus der Tatsache, dass viele Weichboden-Nordseearten relativ unempfindlich gegenüber Überdeckung sind und einige Zentimeter Überdeckung überleben können (BIJKERK 1988). Dabei ist in sandigen Sedimenten die Überlebenschance nach ESSINK (1995) höher als in schlickigen. Die meisten im Pilotgebiet nachgewiesenen Arten des Makrozoobenthos können als robuste, relativ kurzlebige Arten eingestuft werden (s.a. Tab. 21), die sich in ihrer Lebensstrategie an die hohe Dynamik ihres Lebensraums angepasst haben (HEIBER 1985). Selbst bei weitgehender Entsiedelung der direkten Eingriffsbereiche ist mit einer zügigen (voraussichtlich innerhalb von 1-3 Jahren) Wiederbesiedlung zu rechnen. Die Wiederbesiedlung wird auch dadurch erleichtert, dass nur eine relativ schmale lineare Fläche betroffen ist und die Wiederbesiedlung auch durch Adulte aus der direkten Umgebung erfolgen kann. Sollten auch langlebige Arten durch den Eingriff betroffen sein, kann die Angleichung der Biomasse etwas länger dauern.

Bei Einsatz eines Jetting-Gerätes zur Verlegung der Kabel kommt es auf einer Grabenbreite von ca. 0,8 m pro Kabel zu starken mechanischen Schädigungen bzw. Mortalitäten des dort siedelnden Makrozoobenthos. Darüber hinaus kann es auf einer Breite von 4,5 m (Breite des selbstfahrenden

Jetting-Geräts) zu zusätzlichen, geringen mechanischen Beeinträchtigungen von Organismen kommen. Bei einer Kabellänge innerhalb des geplanten Windparks von rd. 145 km resultiert daraus eine Fläche von ca. 11,5 ha auf denen es zu starken mechanischen Einwirkungen kommen wird und eine Fläche von ca. 54 ha (Arbeitsbreite des Jetting-Gerätes abzüglich Grabenbreite) mit eingeschränkten mechanischen Einwirkungen.

Die Größe der gestörten Flächen und die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung stehen in engem Zusammenhang. Generell werden kleine Flächen schneller wiederbesiedelt als große Areale, und je größer eine gestörte Fläche, desto größere Bedeutung erlangen Larven und Postlarven für die Wiederbesiedlung (u. a. DITTMANN et al. 1998). Voraussetzung für die Wiederbesiedlung durch Larven ist aber die Verfügbarkeit siedlungsfähiger Stadien in der Wassersäule, die die erneute Besiedlung initiieren (HEIBER 1985). Dies spielte bei der Wiederbesiedlung der durch die großflächigen Sedimentumlagerungen während der Verlegung der Europipe gestörten Flächen, wo eine Abnahme der Artenzahl im Sublitoral dokumentiert werden konnte, eine Rolle (NLP 1998). Bei der parkinternen Verkabelung des OWP ist der direkt gestörte Bereich vergleichsweise schmal; hier wird die Einwanderung aus der Umgebung eine größere Rolle spielen.

Da mit der Störung der oberflächennahen Sedimente eine weitgehende Entsiedelung einhergeht, ist die Intensität der Wirkungen am unmittelbaren Einwirkungsbereich als hoch zu bezeichnen. Allerdings sind die Wirkungen auf den unmittelbaren Einwirkungsbereich beschränkt (kleinräumig) und bedingt durch das hohe Regenerationspotenzial des Makrozoobenthos nur von kurzer Dauer. Dies führt insgesamt zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen für das Makrozoobenthos.

Resuspension von Sediment / Erhöhung der Sedimentation

Das Einbringen der Fundamente und das Einspülen der parkinternen Verkabelung führt in den unmittelbaren Einwirkungsbereichen zur Resuspension von Sediment. Dadurch können Organismen des Makrozoobenthos freigespült werden.

Werden Organismen freigespült, hängt das Überleben von der Fähigkeit ab, sich wieder einzugraben. Bis auf wenige große Spezies (z.B. *Mya arenaria*) besitzen die meisten Infauna-Taxa diese Fähigkeit. Organismen, die entweder artspezifisch nicht fähig sind sich wieder einzugraben oder aber durch mechanische Verletzungen nicht dazu in der Lage sind, unterliegen einer erhöhten Mortalität durch Predation.

Die Folge der Resuspension ist eine Sedimentation des Materials an anderer Stelle. Im Pilotgebiet herrschen Sedimente der Sandkornfraktion vor (s. Kap. 6.1). Aufgrund ihres hohen Eigengewichtes werden die resuspendierten Sedimente folglich zu einem großen Teil nur sehr kleinräumig verdriften und im Umfeld der jeweiligen Baumaßnahme wieder sedimentieren. Durch die erneute Ablagerung des Sedimentes wird das dort siedelnde Makrozoobenthos überdeckt.

Viele Weichboden-Nordseearten sind relativ unempfindlich gegenüber einer Überdeckung und können einige Zentimeter zusätzliche Sedimentauflagerung überleben (BIJKERK 1988). Nach ESSINK (1996) ist dann von einer Beeinträchtigung des Makrozoobenthos auszugehen, wenn die Sedimentationsrate die Geschwindigkeit der aufwärtskriechenden Bodentiere übersteigt. Polychaeten wie *Nereis* spp. und *Nephtys* spp. können eine bis zu 60 cm dicke Schlickschicht und eine bis zu 85 cm dicke Feinsandschicht überwinden. Untersuchungen an *Tellina* spp. ergaben bei einer Überdeckung

mit Schlick eine lethale Schichtdicke von 38 cm und bei einer Überdeckung mit Feinsand eine Schichtdicke von 45 cm (ESSINK 1996). In sandigen Sedimenten (wie den überwiegend im Pilotgebiet anstehenden) ist die Überlebenschance somit höher als in schlickigen.

Eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Sedimentationen weisen sessile Organismen (z.B. Aufwuchsorganismen wie Hydrozoen oder Anthozoen) auf. Beeinträchtigungen der im Bereich der Steinfelder (s. Kap. 6.1) siedelnden Hartsubstratarten sind somit nicht auszuschließen.

Wie bereits unter dem Punkt „direkte Störung oberflächennaher Sediment“ erläutert, steht die Größe der gestörten Flächen mit dem Modus und der Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung in engem Zusammenhang. Kleine Flächen werden, sofern der Sedimentchemismus nicht nachhaltig verändert wurde, innerhalb kurzer Zeit wiederbesiedelt, wobei der Einwanderung/Ansiedlung postlarvaler und adulter Stadien eine relativ hohe Bedeutung zukommt. Je größer die zu besiedelnde Fläche ist, desto mehr gewinnt die Ansiedlung von planktischen Larvenstadien der Makrofauna an Bedeutung (z.B. SMITH & BRUMSICKLE 1989, GÜNTHER 1992, DITTMANN et al. 1998). Gleichzeitig wird damit die Wiederbesiedlung bei großen Arealen in Abhängigkeit von dem Larvenangebot deutlich stärker saisonal gesteuert, als es bei kleinen Flächen der Fall ist.

Die meisten Untersuchungen zur Wiederbesiedlung gestörter Habitate stammen aus dem Gezeitenbereich oder Flachwasserbereich der Küsten. Untersuchungen zur Wiederbesiedlung von azoischen Sedimenten, die auf der Forschungsplattform Nordsee exponiert wurden und bei denen der Versuchsaufbau ausschließlich eine Besiedlung durch meroplanktische Larven erlaubte, wiesen auf eine Erholungszeit des Makrozoobenthos von etwa 3 Jahren hin (BOSSERMANN 1989). Eine Zusammenstellung der Literatur gibt NEWELL et al. (1998). Die Studie zeigt deutlich, dass die Größe der gestörten Gebiete für die Regenerationsgeschwindigkeit von großer Bedeutung ist, da bei kleineren Gebieten die laterale Einwanderung von benthischen Stadien der Makrofauna eine größere Rolle spielen kann. In der Ostsee konnte BONSDORFF (1983) allerdings nachweisen, dass die Wiederbesiedlung selbst großer gestörter Areale auch durch adulte Stadien, u.a. von *Macoma balthica*, erfolgte.

Bei den hier betrachteten Baumaßnahmen ist davon auszugehen, dass nur vergleichsweise geringe Mengen Sediment in Suspension geraten. Aufgrund der spezifischen Eigenschaften der Partikel und der Strömungsverhältnisse im Pilotgebiet ist ferner davon auszugehen, dass die Sedimentation auf einer größeren Fläche stattfindet als die Erosion. Somit wird das für das in den Sedimentationsbereichen siedelnde Makrozoobenthos nur zu einer geringen Auflagerung kommen, die der größte Teil der nachgewiesenen Arten durch vertikale Repositionierung im Sediment ausgleichen kann.

Aufgrund der Kleinräumigkeit der Beeinträchtigungen bei dem hier beschriebenen Planungsvorhaben ist mit einer Wiederbesiedlung der durch Resuspension bzw. Sedimentation gestörten Flächen innerhalb von 1-3 Jahren zu rechnen.

Insgesamt ist die Größe der durch den Bau der Fundamente, des Kolkschutzes und der Kabel gestörten Flächen als punktuell-kleinräumig zu bezeichnen. Durch das hohe Regenerationspotenzial der meisten betroffenen Arten wird die Dauer der Wirkungen nur kurzfristig sein. Für einige Arten wird sich die Mortalitätsrate durch Resuspension und Sedimentation erhöhen (z.B. Hartsubstratarten im Bereich der Steinfelder). Ein großer Teil der Arten vermag sich jedoch an die veränderten Habitatverhältnisse durch vertikale Repositionierung anzupassen, so dass die Intensität der Auswir-

kungen als mittel zu bewerten ist. Insbesondere aufgrund der nur kurzzeitigen Einwirkungen und dem hohen Regenerationspotenzial der meisten betroffenen Arten werden die Veränderungen von Struktur und Funktion insgesamt als gering bewertet.

Bildung von Trübungsfahnen

Die durch die Baumaßnahmen (Einbringen der Fundamente und des Kolkschutzes, Einspülen der parkinternen Verkabelung) in Suspension gebrachten Feinkornfraktionen führen zur Bildung von Trübungsfahnen, d.h. sie reduzieren die Lichtdurchlässigkeit der Wassersäule. Da Sedimente nicht in größerem Umfang bewegt werden und der Anteil der Feinkornfraktion in großen Teilen des Pilotgebietes sehr gering ist, wird diese Resuspension voraussichtlich nur in geringem Maße und örtlich begrenzt stattfinden. Eine Ausnahme bildet der zentrale Bereich des Pilotgebietes, da hier der Feinkornanteil mit bis zu 20 Gewichtsprozent gegenüber dem Umfeld erhöht ist.

Die Bildung von Trübungsfahnen kann kurzfristig zu einer verminderten Photosyntheseleistung des Phytoplanktons und damit zu einer reduzierten Biomasseproduktion führen. Diese lokale und kurzfristige Einschränkung führt (z.T. über Zwischenschritte) zu einer Reduzierung des Inputs organischen Materials in das Sediment (Absinken von Algen und Primärkonsumenten und ihren Faeces). Aufgrund der Kleinräumigkeit und zeitlichen Begrenzung sowie einer insgesamt geringen Intensität sind Wirkungen auf das Makrozoobenthos jedoch nicht anzunehmen.

Eine weitere Wirkungskette führt über aufgewirbelte Sedimentbestandteile zu verstopften Filterorganen der suspensionsfressenden Vertreter des Makrozoobenthos, was langfristig zu einer verringerten Biomasse und Produktion führen könnte. Die insgesamt geringe Menge im Sediment vorhandenen Materials der Feinkornfraktion (s.o.) und die natürliche hohe Variabilität der Trübung machen jedoch deutliche Auswirkungen unwahrscheinlich. Dauerhafte oder langanhaltende Schädigungen durch die nur kurzfristige und kleinräumige Erhöhung der Trübung scheinen ausgeschlossen (vgl. HAGENDORFF et al. 1996).

Als weiterer möglicher Effekt von Sedimentumlagerungen wurde von KNUST (1997) die Erhöhung der Befallsrate von *Crangon crangon* mit der Schwarzfleckenkrankheit, einer geschwürartigen Erkrankung des Exoskeletts bei dekapoden Krebsen, interpretiert. Im Rahmen der Verlegung der Europipe konnte er dokumentieren, dass die Befallsraten im Eingriffsgebiet (Accumer Ee) während des Baujahres signifikant höher als in Referenzgebieten waren. Als Auslöser wird die höhere Verfügbarkeit pathogener Keime in der Wassersäule durch die Sedimentumlagerungen angenommen. Das geringe Ausmaß der Sedimentarbeiten und der geringe zeitliche Umfang der hier geplanten Baumaßnahmen lassen ähnliche Effekte im Pilotgebiet jedoch nicht wahrscheinlich erscheinen.

Insgesamt wird die bauzeitliche Erhöhung der Trübung kurzfristig, kleinräumig und von geringer Intensität sein. Aus diesem Grund sind nur geringe Struktur- und Funktionsveränderungen zu erwarten.

Veränderung der Sedimentstruktur

Durch das Fluidisieren der Sedimente zur Verlegung der parkinternen Verkabelung kommt es zu einer partiellen Trennung der Sand- und Feinkornfraktionen, da die schwereren Sande schneller absinken als die Silt- und Tonbestandteile des Sediments. Dadurch kommt es kleinräumig im Be-

reich der Gräben zu einer veränderten Sedimentzusammensetzung, was eine veränderte Ansiedlung durch Makrozoobenthosorganismen (bes. Larven) zur Folge haben kann. Nach BUTMAN (1987) spielt aktive Substratwahl neben hydrodynamischen Prozessen eine wichtige Rolle bei deren Ansiedlung. Ein Ansiedlungsoptimum für die Larven ist dabei durch räumliche und zeitliche Faktoren wie Sedimentcharakter, Strömungsregime, chemische Reize, Temperatur und Nahrungsangebot bestimmt. Rein sandige Sedimente, wie sie u.U. kleinräumig in Folge der Kabelverlegung entstehen können, weisen eine deutlich andere, meist ärmere Artenzusammensetzung auf als Sedimente mit höheren Ton- und Siltanteilen.

Die künstlich veränderte Sedimentbeschaffenheit nach Einbringen des Kabels hat aber wahrscheinlich nur kurzfristig Bestand, da die Tideströmung die ursprünglichen Verhältnisse wiederherstellt. Zudem ist der Ton- und Siltgehalt in großen Bereichen des Pilotgebietes auch jetzt schon vergleichsweise gering. Nur im zentralen Bereich des Pilotgebietes konnten im Vergleich zum Umfeld ein erhöhter Feinkornanteil nachgewiesen werden. Aufgrund der Kleinräumigkeit des Eingriffes kann eine Wiederbesiedlung der ursprünglichen Benthoszönose jedoch in allen Bereichen des Pilotgebietes relativ zeitnah (Wochen-Monate) erfolgen.

Die baubedingte Veränderung der Sedimentstruktur findet kleinräumig und kurzfristig statt und ist von geringer Intensität. Für das Makrozoobenthos sind daraus geringe Struktur- und Funktionsveränderungen abzuleiten.

7.4.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Nach Errichtung der Anlagen kommt es bis zum Rückbau, also über die gesamte Betriebszeit, zu anlagebedingten Wirkungen (ohne betriebsbedingte Wirkungen). Für das Makrozoobenthos relevante Wirkfaktoren sind das fischereiliche Nutzungsverbot, die Flächenversiegelung, das Einbringen von zusätzlichem Hartsubstrat (Fundamente, Kolkschutz) und die Veränderung des Strömungsregimes.

Fischereiliches Nutzungsverbot

Das fischereiliche Nutzungsverbot innerhalb des Windparks wird voraussichtlich dauerhaft zu einer Veränderung der Makrozoobenthosstruktur führen. Fischereisensible Arten wie z.B. *Arctica islandica* oder *Spisula* spp., deren Populationsstruktur durch die mechanische Störung der Schleppnetze gestört wird, werden in einem nutzungsfreien Gebiet u.U. wieder Bestände ausbilden, die durch einen bestimmten Anteil großer/älterer Individuen gekennzeichnet sind.

Wie Makrozoobenthos-Erhebungen in der Umgebung von Wracks zeigen, ist nicht nur mit einer Veränderung der Altersstruktur von Populationen zu rechnen, sondern auch mit Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur. So zeigten beispielsweise Untersuchungen am West-Gamma-Wrack deutliche Unterschiede in den Gemeinschaften unbefischter gegenüber denen befischter Stationen (TUCK et al. 1998). Die Autoren wiesen nach, dass nicht nur fragile Spezies in den befischten Stationen signifikant reduziert, sondern gleichzeitig auch die Anzahl und Abundanz der kurzlebigen Arten erhöht waren. Diese Unterschiede glichen sich nach Aufhebung der weiträumigen Sperrung um das Wrack aus, mit Ausnahme der Stationen, die in unmittelbarer Nähe zum Wrack lagen und weiterhin unbefischt blieben.

Allerdings sind potenziell synergistische Effekte, wie sie durch das Hinzukommen von Hartsubstrat-fauna, aber auch veränderten epibenthischen Feinddruck entstehen können möglich, jedoch nur begrenzt einzuschätzen.

Die Aufhebung der fischereilichen Nutzung im Windpark ist als dauerhafte, mittlräumige Veränderung anzusehen. Die Wirkungsintensität ist als mittel zu bezeichnen, da sich die Gemeinschaftsstruktur voraussichtlich nicht grundsätzlich ändern wird. Insgesamt ist die Struktur- und Funktionsveränderung der vorhandenen Makrozoobenthos-Gemeinschaft als mittel zu bewerten. Die zu erwartenden Veränderungen sind, da sie zu einer größeren Natürlichkeit der Gesellschaft führen werden, als positiv zu bewerten.

Flächenversiegelung

Durch die Errichtung der Fundamente und des Kolksschutzes geht dem Makrozoobenthos der Sandbodengemeinschaften dauerhaft Lebensraum verloren. Wie in Kap. 4 dargelegt steht derzeit noch nicht fest, welche Art von Fundament am Standort eingesetzt wird. Das Ausmaß der Flächenversiegelung wird daher getrennt für den Einsatz von Tripods und von Monopiles beschrieben.

Variante 1 Tripod: Die Inanspruchnahme von Fläche am Meeresboden resultiert bei der Tripod-Fundamentierung aus der Grundfläche der drei Bodenflansche, über die die Windkraftanlage im Meeresboden verankert wird. Die in Anspruch genommene Grundfläche beträgt pro Anlage ca. 60 m². Bezogen auf die geplante Errichtung von 120 Anlagen im Pilotgebiet resultiert daraus eine Flächeninanspruchnahme von 0,72 ha. Um die Gründungsbauwerke wird ein Kolksschutz aus Steinschüttungen eingebracht. Pro Gründungsbauwerk beträgt die Flächeninanspruchnahme 148 m², so dass je Tripod-Fundament 450 m² Fläche in Anspruch genommen werden. Bezogen auf die 120 Anlagen des Pilotgebietes ergibt sich daraus eine Flächeninanspruchnahme von 5,4 ha.

Variante 2 Monopile: Bei der Verwendung von Monopiles als Gründungsbauwerke ist die die Flächeninanspruchnahme am Meeresboden gegenüber der Verwendung von Tripods reduziert. Pro Monopile wird am Meeresboden eine Fläche von ca. 24 m² in Anspruch genommen. Bezogen auf die 120 Anlagen des Pilotgebietes ergibt sich eine Flächeninanspruchnahme von ca. 0,29 ha. Die Flächeninanspruchnahme für Kolksschutzmaßnahmen ist bei der Monopile-Technik höher als bei Tripod-Fundamenten. Pro Windkraftanlage werden 570 m² veranschlagt, was zu einer Flächeninanspruchnahme für alle 120 geplanten Anlagen von 6,8 ha führt.

Die Flächeninanspruchnahme durch die Gründungsbauwerke und die Kolksschutzmaßnahmen ist in Tab. 55 für die beiden Varianten vergleichend gegenübergestellt und der Anteil der Flächeninanspruchnahme bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks ermittelt.

Tab. 55: Flächeninanspruchnahme am Meeresboden durch die Gründungsbauwerke und die Kolksschutzmaßnahmen.

Anlagenbauteil	Flächeninanspruchnahme Einzelanlage	Flächeninanspruchnahme alle Anlagen (120 Stk.)	Anteil des Flächenanspruchs bezogen auf die Gesamtfläche des Windparks (103 km ²)
Tripod-Fundament	ca. 60 m ²	ca. 7.200 m ²	ca. 0,07 ‰
Kolksschutz (Tripod)	ca. 450 m ²	ca. 54.000 m ²	ca. 0,52 ‰

Gesamt	ca. 510 m²	ca. 61.200 m²	ca. 0,59 ‰
Monopile-Fundament	ca. 24 m ²	ca. 2.880 m ²	ca. 0,03 ‰
Kolkschutz (Monopile)	ca. 570 m ²	ca. 68.400 m ²	ca. 0,66 ‰
Gesamt	ca. 594 m²	ca. 71.280 m²	ca. 0,69 ‰

Auf der Grundfläche der Fundamente findet eine vollständige Versiegelung des Meeresboden statt. Die Flächen gehen als Lebensraum für die Weichboden-Gemeinschaft dauerhaft und vollständig verloren. Auf den als Kolkschutz eingebrachten Steinschüttungen trifft dies nur mit Einschränkungen zu. Hier wird sich in den Lücken der Steinschüttungen mittelfristig auch wieder Sediment akkumulieren, so dass sich neben einer Hartsubstrat präferierenden Epifauna mit Einschränkungen auch wieder Teile einer Weichboden-Gemeinschaft in den Steinzwischenräumen etablieren werden.

Aufgrund der starken Veränderung der Bodenstrukturen und den daraus resultierenden Habitatverlusten sind die Auswirkungen von hoher Intensität und zudem dauerhaft wirksam. Mit <1‰ an der Gesamtfläche des geplanten Windparks findet die Flächeninanspruchnahme allerdings nur sehr kleinräumig statt, so dass die Veränderungen von Struktur und Funktion des Makrozoobenthos in Pilotgebiet insgesamt als gering bewertet werden. Dies gilt für den Einsatz von Tripod-Fundamenten und von Monopile-Fundamenten gleichermaßen.

Einbringung von Hartsubstrat

Die Fundamente und Masten der Windenergieanlagen und des Umspannwerks sowie der Kolkschutz führen dazu, dass für Arten der Hartsubstratfauna zusätzliches Siedlungssubstrat bereitgestellt wird, das voraussichtlich zügig besiedelt wird (Anti-Fouling-Maßnahmen sind nicht vorgesehen). Bei 120 WEA und dem Einsatz von Tripod-Fundamenten würde freies Besiedlungssubstrat von ca. 19,2 ha (ca. 1.600 m² pro Anlage) in das Pilotgebiet eingebracht. Bei einem alternativen Einsatz von Monopile-Fundamenten ist die Besiedlungsfläche mit rd. 8,3 ha (ca. 690 m² pro Anlage) gegenüber den Tripod-Fundamenten reduziert.

Auf den Hartsubstratflächen werden sich voraussichtlich typische Hartsubstratlebensgemeinschaften entwickeln, deren Faunenelemente im Pilotgebiet und im unmittelbaren Umfeld z.T. bereits nachgewiesen werden konnten (IFAÖ 2003). Die Struktur der sich neuetablierenden Gemeinschaft auf den Fundamenten wird aber voraussichtlich durch die überwiegend vertikale Ausrichtung des Substrats von den im Gebiet nachgewiesenen Steinfeldern mit überwiegend horizontaler Ausrichtung der besiedelbaren Oberfläche abweichen (GLASBY & CONNELL 2001) und vergleichbar zu Steilküsten von Inseln einen vertikalen Gradienten besitzen. Die Steinschüttungen des Kolkschutzes weisen hingegen horizontale Strukturen auf, so dass die sich etablierenden Makrozoobenthosgesellschaften mit denen der Steinfeldern im Gebiet voraussichtlich vergleichbar sein werden.

GARCIA (1991) führte an der Forschungsplattform Nordsee (54°42'9,3"N; 7°10'7,4"E) Untersuchungen zur experimentellen Besiedlung von Hartsubstrat durch. Die Wassertiefe im Gebiet der Plattform betrug 30 m, die Expositionstiefe der Asbestplatten (10 x 10 cm) betrug 15 m, die Expositionszeit 54 Wochen. Garcia wies die folgenden Arten auf den Platten nach: *Obelia dichotoma*, *Tubularia larynx*, *Jassa falcata*, *Verruca stroemi*, *Balanus* sp., *Electra pilosa*, *Mytilus edulis*, *Hiatella arctica*, *Anomia* sp., *Pomatocerus triqueter*, *Ciona intestinalis* und *Metridium senile*. Bei den durch IFAÖ (2003) durchgeführten Untersuchungen im Pilotgebiet und dem benachbarten Referenzgebiet konnten bereits auf Hartsubstrat siedelnde Taxa im Bereich der Steinfeldern nachgewiesen werden.

Es ist also direkt im Pilotgebiet bereits Hartsubstratfauna vorhanden. Es scheint plausibel, dass sich diese Arten auch auf den WEAs etablieren. Entscheidend für die Erstbesiedlung und die anschließende Sukzession ist allerdings auch der Zeitpunkt der Errichtung und des dann vorhandenen Larvenangebots. Über die Zeit und mit zunehmender sekundärer Strukturierung des Habitats werden, wie bei künstlichen Riffen dokumentiert, andere Arten folgen (SVANE & PETERSEN 2001). Eine Förderung der Ansiedlung von Arten, die in der benachbarten deutschen Küstenregion bisher nicht vorkommen (Neozoen) durch die WEAs, ist nicht plausibel.

Eine direkte ökologische Verdrängung der Weichbodenfauna aus der Umgebung der Anlagen durch die Hartsubstratbesiedler wird durch die unterschiedlichen Habitatansprüche nicht eintreten. Dennoch treten diese beiden Typen von Benthosgemeinschaften bezüglich ihrer Nahrung potenziell in Konkurrenz. Der überwiegende Teil der Epifauna des Hartsubstrates wird durch Suspensionsfresser gebildet. Die dominanten Formen der Infauna sind entweder ebenfalls Suspensionsfresser oder können sich zumindest partiell als Filtrierer ernähren. Durch mit filtrierender Epifauna besiedelte WEA entstehen lokal Bereiche, in denen Nahrungspartikel effektiv aus der Wassersäule herausgefiltert werden, bevor sie der Fauna am Boden zur Verfügung steht. Aufgrund des tidebedingt ausgeprägten Lateraltransports von Partikeln wird dies allerdings voraussichtlich so eingeschränkt der Fall sein, dass deutliche Auswirkungen auf das Nahrungsangebot des Makrozoobenthos und damit auf die Makrozoobenthosstruktur (geringeres Wachstum sowie Reduzierung der Bestände suspensionsfressender Arten) unwahrscheinlich sind.

Filtrierer wie die Miesmuschel filtern große Wassermengen innerhalb kurzer Zeit effektiv und geben größere Partikel in Form von Faeces oder Pseudofaeces gebündelt wieder ab. Massensammlungen von filtrierenden Organismen, wie sie Miesmuschelbänke oder Miesmuschelkulturen an Langleinen darstellen, werden daher oft von einer Anreicherung organischer Substanz am Boden begleitet. Analog zu organischen Belastungen anthropogenen Ursprungs kann sich die Bodentiergemeinschaft in diesem Bereich nach dem Pearson-Rosenberg-Schema hin zu einer verarmten Gemeinschaft, die von Sauerstoffmangelsituationen und H_2S -Einfluss geprägt wird, verändern (MATTSSEN & LINDEN 1983). Ob es um die einzelnen WEAs zu solchen Akkumulationen von organischem Material kommt, hängt v.a. von der Siedlungsdichte der großen effektiven Suspensionsfresser wie z.B. der Miesmuschel ab, die im Wattenmeer als sog. Ökosystemingenieur ganze Tidebecken maßgeblich zu beeinflussen vermag (ASMUS & ASMUS 1998). Örtliche Akkumulationen organischen Materials im Nahbereich der einzelnen Fundamente sind möglich. Selbst bei hohen Dichten auf den Fundamenten ist es allerdings aufgrund der großen Abstände zwischen den einzelnen Fundamenten und des intensiven tidalen Wasseraustauschs wenig wahrscheinlich, dass eine solche Anreicherung die Sedimente des Pilotgebietes großflächig verändert.

Das Gleiche gilt für eine weitere Wirkungskette: Da große Filtrierer wie *Mytilus edulis* oder *Hiattella arctica* nicht nur Nahrungspartikel mit dem Filterwasser aufnehmen, sondern auch die im Wasser enthaltenen Ausbreitungsstadien der Makrofauna, beeinflussen sie nicht nur indirekt über die Nahrung die Gemeinschaftsstruktur der Weichbodenlebewelt, sondern auch direkt durch Erhöhung der Mortalität ihrer Ausbreitungsstadien. Letzteres wurde in Einzeluntersuchungen festgestellt, aber eine strukturierende Wirkung auf Ökosystemebene konnte bislang nicht nachgewiesen werden. Es erscheint insgesamt aber unwahrscheinlich, dass ein Effekt innerhalb der Wasservolumina des Pilotgebiets oder darüber hinaus beobachtet werden kann.

Räumliche Strukturen innerhalb des marinen Lebensraumes werden von manchen Fischarten, aber auch dekapoden Krebsen bevorzugt aufgesucht. Als mögliche Ursachen hierfür werden die von ihnen ausgehende Schutzfunktion sowie die Erhöhung des Nahrungsangebots durch die Hartsubstratfauna angeführt (SVANE & PETERSEN 2001). Videobeobachtungen vom Steingrund haben z.B. gezeigt, dass Taschenkrebse relativ häufig in den zwischen den Steinen befindlichen Höhlen und Nischen anzutreffen waren. Von einer ähnlichen Attraktivität der Hartsubstrate (Fundamente, Kolk-schutz) ist auszugehen, so dass es durch die Besiedlung der Hartsubstrate auch zur Etablierung einer Begleitfauna kommen wird. Eine Anreicherung dieser Räuber im Bereich der Windkraftanlagen hat einen erhöhten Feinddruck auf das lokale Benthos zur Folge, wovon aufgrund des hohen Bewegungsradius der Fische und Krebse auch das Makrozoobenthos im Weichboden zwischen den einzelnen WEA betroffen sein kann.

Die in Folge des zusätzlichen Substratangebotes zu erwartende Veränderung der Artenstruktur wird in der allgemeinen Diskussion zu Offshore-Windkraft-Standorten kontrovers diskutiert. Unter fischereilichen Gesichtspunkten werden die Wirkungen eher positiv beurteilt (EHRICH 2000), während sie unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten negativ beurteilt werden, da die sich etablierende Gemeinschaft nicht standorttypisch ist (MERCK & v. NORDHEIM 1999). Dies ist für das Planungsvorhaben Sandbank 24 allerdings nur eingeschränkt zutreffend, da im Gebiet auch natürlich Hartsubstratstandorte anzutreffen sind.

Insgesamt führt das Einbringen von Hartsubstrat zu dauerhaften Veränderungen, die sich allerdings im Wesentlichen auf den unmittelbaren Bereich der Fundamente und des Kolkschutzes beschränken und somit als kleinräumig anzusehen sind. Die Intensität der Auswirkungen an den unmittelbaren Standorten ist durch die deutliche Veränderung hoch. Da den im Gebiet dominanten Makrozoobenthos-Gesellschaften der Sandböden weiterhin großräumig Habitat zur Verfügung steht, es jedoch durch das Einbringen von Hartsubstrat zu Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen kommen kann, werden die Veränderungen von Struktur und Funktion des Makrozoobenthos im Pilotgebiet insgesamt als mittel bewertet.

Veränderung des Strömungsregimes

Im Bereich der WEA-Fundamente kommt es zu einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten (s. Kap. 7.2.4). Die Zunahme der Strömungsgeschwindigkeit bewirkt bei gleichbleibender Partikeldichte eine Erhöhung des Nahrungsangebots für filtrierende Organismen, da ihnen pro Zeiteinheit ein größeres Wasservolumen zur Nahrungsaufnahme zur Verfügung steht. Gleichzeitig sinkt für Detrituspartikel aufgrund ihrer Sedimentationseigenschaften die Wahrscheinlichkeit, dass sie zum Boden sinken. Dadurch verringert sich für das detritusfressende Makrozoobenthos das Nahrungsangebot. In der Konsequenz ist eine Verschiebung in der Artenzahl bei den Nahrungstypen zu erwarten.

Der Effekt ist lokal auf die Umgebung der Fundamente beschränkt und gilt für beide Fundamentarten gleichermaßen. Das veränderte Strömungsregime führt zu dauerhaften Veränderungen mit mittlerer Intensität. Aufgrund der Kleinräumigkeit werden die Wirkungen als geringe Struktur- und Funktionsveränderung für das Schutzgut Makrozoobenthos bewertet.

7.4.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Zusätzlich zu den anlagebedingten Auswirkungen kommt es durch den Betrieb der Anlagen zu weiteren Wirkungen. Wesentlicher Wirkfaktor ist die Erzeugung von Wärme durch die parkinterne Verkabelung.

Erzeugung von Wärme

Für die parkinterne Verkabelung werden insgesamt ca. 145 km Drehstromkabel verlegt (s.Kap. 4). In Abhängigkeit von der Lastsituation erwärmen sich die Kabelinnenleiter auf bis zu 50 °C (Volllast, ca. 20% der Betriebszeit). Durch die Isolierungen der Kabel wird die o.a. Leitertemperatur nicht in vollem Umfang nach außen abgeführt, sondern es ist von einer Reduzierung von rd. 20% auszugehen. Ein Teil der Abwärme wird radial in das umliegende Sediment eindringen und zu einer Erhöhung der Sedimenttemperatur bzw. des Interstitialwassers führen. Die Temperaturerhöhung wird mit zunehmender Entfernung zum Kabel (lateral und vertikal) aufgrund der relativ hohen Wärmetransportkapazität wassergesättigter Sedimente schnell abnehmen. Modellrechnungen für die Wärmeausbreitung liegen nicht vor; es ist jedoch mit einer Temperaturerhöhung der (saisonal veränderlichen) natürlichen Sedimenttemperatur auf mehreren Dezimetern um die Kabel zu rechnen.

Damit erhöht sich auch die Umgebungstemperatur für das in diesem Bereich siedelnde Benthos. Die marinen Lebensgemeinschaften sind, außer von den Beziehungen der Lebewesen untereinander, in starkem Maße von Veränderungen der physikalischen und chemischen Parameter ihrer Umwelt abhängig. Die Wassertemperatur ist dabei einer der Schlüsselfaktoren und hat einen starken Einfluss auf die Aktivität der wechselwarmen Organismen. Die Temperaturtoleranz ist artspezifisch und bestimmt wesentlich die geographischen Verbreitungsgrenzen.

Die physiologischen Folgen von Temperaturänderungen sind komplex. Allgemein gilt, dass bei steigenden Temperaturen mit kürzeren Reaktionszeiten bei chemischen und biochemischen Prozessen zu rechnen ist. Bei biologischen Prozessen gilt diese Aussage nur innerhalb bestimmter Temperaturbereiche. Bei einer Temperaturerhöhung um 10 K erhöht sich die Reaktionsgeschwindigkeit um das 1,5 bis 4fache (Vant'Hoff'sches Gesetz, s. WUNDERLICH 1996). Der erhöhte Umsatz erreicht bei einer bestimmten Temperatur ein Maximum. Wird diese überschritten, kommt es zu einem rapiden Abfall der Aktivität. Oberhalb und unterhalb bestimmter Grenzen tritt der Tod der Tiere ein.

Für eine lokal begrenzte Temperaturerhöhung wie sie durch den Kabelbetrieb zu erwarten ist, ist eine Abschätzung der Wirkungen schwierig. Es sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

1. In kalten Wintern kommt es natürlicherweise durch Unterschreitung der artspezifischen Minimaltemperaturen immer wieder zu großräumigen Abundanzeinbrüchen, die allerdings im folgenden Jahr im Allgemeinen kompensiert werden (z. B. ZIEGELMEIER 1964, 1970). Die Anhebung der Minimaltemperaturen im Winter oberhalb der Kabel kann die Letalität der auf der Trasse siedelnden Arten mindern und damit lokal die Struktur der Gemeinschaft verändern (WIRTZ & SCHUCHARDT 2003).

2. Eine Überschreitung der natürlichen Maximaltemperaturen und damit eine direkte Mortalität ist für den unmittelbaren Nah- (Kontakt-) Bereich der Kabel möglich.
3. Anders als bei einer allgemeinen Temperaturerhöhung, bei der nicht nur das Sediment, sondern auch die Wassersäule erhöhte Temperaturen aufweist, wirkt die oben beschriebene Temperaturerhöhung durch das Kabel nur innerhalb des Sediments, während die Temperaturen in der Wassersäule nicht verändert sind. Da die meisten Arten des Endobenthos, also der im Sediment lebenden Arten, über Syphone oder ausgekleidete Röhren etc. direkt mit dem Wasser über dem Sediment in Verbindung stehen und dieses aktiv in das Sediment pumpen, wird ihre Körpertemperatur nicht nur von der Temperatur des Porenwassers im Sediment, sondern auch von der des Wassers über dem Sediment beeinflusst. Da dieses der „Normaltemperatur“ entspricht, reduziert dies den möglichen Effekt der durch das Kabel erhöhten Bodenwassertemperatur.
4. Die Arten des Endobenthos graben sich unterschiedlich weit in das Sediment ein. Durch diese artspezifische Vertikalzonierung der Organismen (u.a. auch von der Sedimentbeschaffenheit abhängig) ist die Betroffenheit je nach Abstand zum Kabel unterschiedlich. Die sich weiter in das Sediment eingrabenden Arten sind dabei im vorliegenden Fall einem höheren Temperaturstress ausgesetzt als Arten die sich näher an der Sedimentoberfläche ansiedeln.
5. Die Arten des Epibenthos, also der auf der Sedimentoberfläche lebenden Arten, sind voraussichtlich von der Temperaturerhöhung des Sediments nicht betroffen. Da die Wassertemperatur nicht erhöht ist, ist auch in den oberen 1-2 cm des Sediments, mit denen diese Arten in Berührung kommen, eine Temperaturerhöhung vermutlich nicht vorhanden, da aus dieser Schicht eine zügige Ableitung der Wärme erfolgt.
6. Der oben beschriebene aktive Wassertransport der endobenthischen Arten in die obere, besiedelte Sedimentschicht kann, zumindest in Gebieten mit hohen Abundanzen, u.U. zu einer Reduzierung der kabelinduzierten Temperaturerhöhung führen, da das relativ kühlere Wasser in bzw. durch das Sediment (bzw. die darin lebenden Organismen) gepumpt wird und quasi als Wärmepumpe fungiert. Ein ähnlicher Einfluss der Aktivität der Bodenfauna (der sog. Bioturbation) ist für die Sauerstoff-Verhältnisse und die Schwermetall-Verteilung in der obersten Sedimentschicht beschrieben.
7. Ein wesentlicher Unterschied zu einer klimainduzierten allgemeinen Temperaturerhöhung ist der, dass die Temperatur oberhalb der Grenzschicht Sediment/Wasser nicht ansteigt, so dass die über eine pelagische Larvenphase ablaufende Reproduktion nicht verändert wird.
8. Bei einer allgemeinen Temperaturerhöhung ist von einer Erweiterung des Artenspektrums durch wärmeliebende Arten auszugehen. Im vorliegenden Fall kommt es allerdings nicht zu einer allgemeinen Temperaturerhöhung, sondern das Wasser als Transportmedium für die Larven verändert seine Temperatur nicht und der erwärmte Bereich ist insgesamt nur sehr klein. Die dauerhafte Etablierung wärmeliebender Arten auf dem schmalen erwärmten Trassenkorridor scheint daher insgesamt unwahrscheinlich (s.a. BIOCONSULT 2000).

Für den geplanten Betrieb des VikingCables (HGÜ-Kabel mit 600 MW Übertragungsleistung) ergaben sich oberhalb des Kabels (bei 1 m tiefer Verlegung) in 0,5 m Tiefe Temperaturerhöhungen von

rd. 3 K und in 0,2 m von 1 K. Unter der Annahme einer ähnlichen Temperaturentwicklung in den Trassenbereichen des hier betrachteten Vorhabens ist eine wärmebedingte Umsatzsteigerung und eine Reduzierung der natürlichen winterlichen Mortalität in den unmittelbaren Trassenbereichen nicht auszuschließen. Eine Überschreitung der letalen Maximalwerte ist für die in den Trassenabschnitten siedelnden Arten jedoch nicht abzusehen. Anzumerken ist, dass die kabelinduzierte Erhöhung der Sedimenttemperaturen in Abhängigkeit vom jeweiligen Lastfall Schwankungen unterworfen sein wird. Gegenüber dem Volllastfall, den der Vorhabenträger für 20% der Betriebszeit prognostiziert, sind die Stromwärmeverluste bei niedrigeren Lastsituationen deutlich reduziert.

Insgesamt kann die kabelinduzierte Erwärmung des Sedimentes zu kleinräumigen aber dauerhaften Auswirkungen führen. Die Intensität ist dabei in hohem Maße von der Auslastung der Kabel (Lastfall) abhängig. Unter der Annahme des Volllastfalles (worst case) wird die Intensität der Wirkungen als mittel eingeschätzt, was auch insgesamt zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen führt.

7.4.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die zu erwartenden Auswirkungen durch den Rückbau der WEA auf das Schutzgut Makrozoobenthos sind abhängig von der hierfür eingesetzten Technik, die derzeit noch nicht bekannt ist. Grundsätzlich sind jedoch ähnliche temporäre Beeinträchtigungen wie beim Bau der Anlagen zu erwarten (erhöhte Mortalität, Ausspülen von Individuen, Überdeckung von Makrozoobenthos mit Sediment, erhöhte Trübung).

Nach dem Rückbau der Anlagen sind anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen nicht mehr zu besorgen.

7.4.7 Zusammenschau der vorhabensbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Makrozoobenthos

Die im Wesentlichen aus der direkten Störung oberflächennaher Sedimente, der Resuspension von Sediment, der Bildung von Trübungsfahnen sowie der Veränderung der Sedimentstruktur resultierenden baubedingten Auswirkungen auf das Schutzgut sind in ihrer Ausdehnung kleinräumig, auf die Bauzeit (einschl. einer Regenerationsphase) begrenzt und weitgehend von geringer Intensität (die Resuspension von Sediment ist aufgrund der potenziellen Betroffenheit von sensibleren Hartsubstratsiedlern von mittlerer Intensität). Die baubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen werden aber insgesamt als gering bewertet. Insbesondere aufgrund der Tatsache dass diese nur kleinräumig und auf die Bauzeit beschränkt (einschließlich einer Regenerationsphase) stattfinden werden.

Bei den anlagebedingten Auswirkungen ergibt sich ein differenziertes Bild. Sämtliche prognostizierten Wirkungen sind dauerhaft. Die räumliche Ausdehnung ist in Bezug auf die Flächenversiegelung, die Einbringung von Hartsubstrat und die Veränderung des Strömungsregimes auf den unmittelbaren Bereich der Anlagen beschränkt und somit kleinräumig. Das fischereiliche Nutzungsverbot wirkt sich auf der gesamten Fläche des Windparks aus und ist somit mittelräumig. Die Intensität der Wirkungen durch die Flächenversiegelung und durch das Einbringen von Hartsubstrat ist hoch; die

Veränderungen des Strömungsregimes und das fischereiliche Nutzungsverbot führen zu einer mittleren Intensität der Wirkungen. Insbesondere aufgrund der Kleinräumigkeit der Wirkungen werden die Struktur- und Funktionsveränderungen durch die Flächenversiegelung und die Veränderung des Strömungsregimes als gering bewertet. Das fischereiliche Nutzungsverbot und das Einbringen von Hartsubstrat führt insbesondere aufgrund der Verschiebung in den Dominanzverhältnissen zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen. In der Aggregation der anlagebedingten Struktur- und Funktionsveränderungen ergeben sich daraus insgesamt geringe-mittlere Struktur- und Funktionsveränderungen, die unter Vorsorgegesichtspunkten als mittel bewertet werden.

Betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut resultieren fast ausschließlich aus der kabelinduzierten Sedimenterwärmung, die dauerhaft zu kleinräumigen Auswirkungen mit mittlerer Intensität auf das Makrozoobenthos führen können. Die Struktur- und Funktionsveränderungen werden als mittel bewertet.

Die rückbaubedingten Auswirkungen des Vorhabens entsprechen denen der baubedingten Auswirkungen und führen somit ebenfalls zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen.

Einen zusammenfassenden Überblick der Bau-, anlage-, betriebs- und rückbaubedingten Auswirkungen gibt Tab. 56.

Tab. 56: Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Makrozoobenthos (MZB).

Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Funktions- und Strukturveränderung
Baubedingte Wirkfaktoren					
▪ Direkte Störung oberflächennaher Sedimente	Tötung/Schädigung des MZB durch mechanischen Druck im Rammbereich / Kolkschutzbereich / Kabelbereich	k	k	h	G
▪ Resuspension von Sediment	Freispülen/Übersanden von Arten des MZB	k	k	m	G
▪ Bildung von Trübungsfahnen	indirekt über Verringerung der Photosynthese, direkt durch Verstopfung von Filterorganen	k	k	g	G
▪ Veränderung der Sedimentstruktur	Veränderte Ansiedlungsmöglichkeiten für das MZB	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Anlagebedingte Wirkfaktoren					
▪ Fischereiliches Nutzungsverbot	Veränderung der Populationsstruktur des MZB	m	d	m	M(+)
▪ Flächenversiegelung	Habitatverluste	k	d	h	G
▪ Einbringung von Hartsubstrat	Ansiedlung von Arten der Hartsubstratfauna, evtl. Nahrungskonkurrenz/Veränderung des Nahrungsangebotes für Weichbodenfauna und Fische Örtliche Akkumulationen organischen Materials im Nahbereich der einzelnen Fundamente möglich	k	d	h	G
▪ Veränderung des Strömungsregimes	Bevorteilung filtrierende Organismen, Benachteiligung detritusfressende Organismen	k	d	m	G
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Betriebsbedingte Wirkfaktoren					
▪ Erzeugung von Wärme	Veränderung der Struktur der benthischen Zönose	k	d	m	M
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Rückbaubedingte Wirkfaktoren					
▪ s. baubedingte Wirkfaktoren	s. baubedingte Wirkfaktoren	k	k	g	G
Rückbaubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen					
Ausdehnung: k = kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig, d = dauerhaft					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Funktions- und Strukturveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					
(+) = Auswirkung führt zu positiven Struktur- und Funktionsveränderungen					

Bau Anlage und Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Makrozoobenthos im Pilotgebiet. Der Betrieb führt zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen. Die Funktions- und Strukturveränderung durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Makrozoobenthos werden insgesamt als **gering** bewertet.

7.5 Schutzgut Fischfauna

7.5.1 Nullvariante

Ohne die Durchführung des projektierten Bauvorhabens ist eine grundlegende Änderung der Fischgemeinschaft im Pilotgebiet nicht zu erwarten. Die bestehende fischereiliche Nutzung des Pilotgebietes wird, soweit absehbar, unverändert fortgeführt werden.

Eine Änderung der Habitatsstruktur durch Veränderung der hydrographischen Gegebenheiten wie Strömungsregime, Sedimentationsgeschehen oder Salinität und Temperatur infolge von Klimaveränderungen ist langfristig möglich (www.ipcc.ch) und kann zu Verschiebungen im Artenspektrum führen.

Als Ergebnis der Untersuchungen mit dem Seitensichtsonar und der Epibenthosaufnahme mit der Videokamera wurde festgestellt, dass der vorherrschende Sandboden z.T. nur aus einer dünnen Deckschicht besteht, welche gröbere Kies- und Gesteinsschichten überdeckt. Hier ist infolge von Strömungsgeschehen und Sturmereignissen eine Verschiebung der Anteile einzelner Sedimenttypen in den untersuchten Gebieten möglich, was u.U. eine Verschiebung der Fischfauna nach sich zieht. Grundsätzlich unterliegt die Bestandsstärke und -struktur einzelner Fischarten natürlichen Schwankungen, wodurch es zu einer Verschiebung des Artengefüges im Pilotgebiet kommen kann (CORTEN & VAN DE CAMP 1996; HEESSEN & DAAN 1996; RIJNSDORP et al. 1996), da z.B. bei Rückgang einer Art die entsprechende Nische durch eine andere Fischart ähnlicher Lebensweise besetzt wird. Insbesondere die Überlebensrate einzelner Jahrgänge eines Fischbestandes während der Larval- und Jungfischphase ist naturgemäß starken Schwankungen unterworfen. Nahrungsangebot, Temperatur und Salzgehalt z.B. konnten dabei für einzelne Fischarten als entscheidende Faktoren erkannt werden (PHILIPPART 1995; PHILIPPART et al. 1996; HENDERSON et al. 1998), die langfristige Vorhersage unterschiedlicher Jahrgangsgrößen wurde jedoch bislang nicht eindeutig gelöst. Zusammenhänge zwischen natürlichen und anthropogenen Umweltveränderungen und Verschiebungen in der Fischgemeinschaft sind oftmals zu komplex, um statistisch zufriedenstellend beschrieben zu werden (HEESSEN & DAAN 1996).

Kommt es z.B. durch eine Abfolge mehrerer schwacher Nachwuchsjahrgänge zu Änderungen in der Bestandsstruktur fischereilich stark genutzter Bestände wie beispielsweise der Scholle, folgt seitens der Fischerei meist eine Ausweichreaktion auf andere Zielfischarten. Dieses verändert die fischereilichen Mortalitäten der Bestände, wodurch u.a. eine Verschiebung der Altersstruktur im Bestand erfolgt (HALL 1999). Diese Wechselwirkungen zwischen Bestandssituation und Fischereidruck beeinflussen die wirtschaftlich genutzten Fischbestände seit Beginn der fischereilichen Nutzung des Pilotgebietes.

7.5.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Erkenntnisstand bezüglich der bau-, anlage- und betriebsbedingten Auswirkungen eines Offshore-WEA-Komplexes auf das Schutzgut Fischfauna ist für die grundlegenden Zusammenhänge aus der Literatur und den bisher durchgeführten Untersuchungen zu Offshore-Bauvorhaben zu einem

großen Teil qualitativ ableitbar. Sie müssen jedoch für den konkreten Eingriffsstandort durch ein vorhabenbegleitendes Monitoringprogramm überprüft und quantifiziert werden.

Die vorhabenspezifischen Kenntnisse zu Bauablauf, Bauausführung und Ausgestaltung der WEA bzw. des gesamten Windparks reichen insgesamt aus, um auf dieser Grundlage eine Abschätzung der Auswirkungen potenzieller bau-, anlage- und betriebsbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Fischfauna durchführen zu können.

7.5.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die baubedingten Auswirkungen werden durch verschiedene Wirkfaktoren verursacht. Hierzu gehören die mit dem allgemeinen Betrieb der Baustelle verbundenen Wirkungen (Lichtemissionen, Geräuschemissionen, Schadstoffeintrag). Weitere Auswirkungen resultieren aus der Erstellung der Fundamente und der Verlegung der Kabel (Geräuschemissionen, Umlagerung von Sedimenten).

Lärmemissionen

Lärmemissionen während der Bauphase resultieren v.a. aus dem allgemeinen Baubetrieb und dem Einbringen der Fundamente durch Rammverfahren.

Auf Schiffslärm wurde als Reaktion eine erhöhte Schwimmaktivität in laterale sowie horizontale Richtung z.B. bei Kabeljau, Hering, Sprotte und Makrele (OLSEN et al. 1983, DINER & MASSE 1987, MISUND & AGLÉN 1992, BLAXTER 1981) beobachtet. Wesentlicher sind aber die Geräuschemissionen, die während des Rammens der Fundamente entstehen. Nach DEWI (2003) wird während eines Rammvorganges Schall in Frequenzbereichen zwischen 4 Hz und 20 kHz emittiert, der maximale Schallleistungspegel wird bei einer Frequenz von 250 Hz erreicht. In Abhängigkeit von dem gewählten Rammverfahren kann der Schallleistungspegel in 30 m Entfernung zur Maßnahme kurzzeitig 200 dB(A) erreichen (Impulsrammverfahren). Der durchschnittliche Schallleistungspegel beträgt bei dem Impulsrammverfahren zwischen 150 und 160 dB(A). Die Schallleistungspegel des Vibrationsrammverfahrens sind gegenüber dem Impulsrammverfahren reduziert.

Fische können Schall- bzw. Druckwellen artspezifisch recht unterschiedlich wahrnehmen. Von Lachs, Scholle und Kliesche ist ein schlechtes, vom Kabeljau dagegen ein gutes Hörvermögen bekannt (HAWKINS & JOHNSTONE 1978). Der hörbare Bereich beschränkt sich dabei auf Frequenzen zwischen 30 Hz bis 3.000 Hz. Der Kabeljau hört in einer engen Bandbreite zwischen 100 und 300 Hz (ANONYMUS 1994b). Scholle und Kliesche vermögen Schall zwischen 30 bis 250 Hz (CHAPMAN & SAND 1974) und Heringe zwischen 20 Hz und 1.200 Hz wahrzunehmen. Viele Fischarten, insbesondere Knorpelfische (v.a. Haie) (BEULIG 1982), reagieren außer auf Schall auch auf Infraschall (< 20 Hz) sensibel.

Durch die Bautätigkeiten wird es zu artspezifischen Fluchtreaktionen bzw. Vergrämungseffekten kommen. Für manche Arten sind Fluchtreaktionen gegenüber anthropogenem Schalleintrag dokumentiert (SAND & KARLSEN 1986, KNUDSEN et al. 1992). So reagieren z.B. Heringe durch eine Abkehr von der Schall- bzw. Druckquelle (BLAXTER & HOSS 1981, BLAXTER et al. 1981). Da für das Rammen der Fundamente allerdings nur ca. 1-2 h pro Fundament veranschlagt werden, ist der Zeitraum der Rammtätigkeiten begrenzt (bei 120 WEA und 2 Std. Rammdauer = 240 Std. = 10

Tage, durch zwei parallel agierende Arbeitseinheiten auf 5 Tage reduziert). Der Einwirkradius der Rammgeräusche (bei 180 dB(A)) beträgt nach DEWI (2003) rund 1.000 m um die Rammtätigkeit. Bei zwei Arbeitseinheiten resultieren daraus zwei räumlich voneinander unabhängige Störbereiche mit einer Fläche von jeweils rd. 300 ha.

Insgesamt ist folglich davon auszugehen, dass es bedingt durch den Baulärm zu einer Vergrämung der Fische bzw. bestimmter Fischarten kommen wird. Die Intensität der Vergrämung wird von mittlerer Stärke sein, da nicht alle Arten bzw. Individuen das Baugebiet bzw. Teile davon verlassen werden. Vor allem der Vergrämungseffekt während des Einbringens der Fundamente hat bei einem Störradius von rd. 1 km eine mittlräumige Ausdehnung. Allerdings sind die Wirkungen des Baulärms nur kurzfristig (einige Tage) wirksam und die Fische werden nach Wegfall der Geräuschquelle in das Gebiet zurückkehren, so dass die Struktur- und Funktionsveränderungen insgesamt als gering bewertet werden.

Lichtemissionen

Die auch nachts erfolgenden Bautätigkeiten erfordern eine Beleuchtung der Baustelle. Eine Lockwirkung von Licht auf Fische ist in diesem Zusammenhang anzunehmen. Da Lichtquelle mit großer Wahrscheinlichkeit den Meeresboden nicht erreichen wird, ist davon auszugehen, dass der Lockereffekt im Wesentlichen die pelagischen Arten der Fischfauna betrifft. Sollte die Lichtquelle den Boden doch erreichen sind die bodennahen Arten betroffen und es kann zu einem veränderten Fraßdruck von pelagischen Räubern auf die bodenlebenden Tiere kommen.

Die Auswirkungen der Baustellenbeleuchtung werden als kleinräumig und kurzfristig eingestuft. Die Intensität der Lockwirkung ist nicht mit Sicherheit zu beurteilen: es erscheint möglich, dass sie zu Beginn der Bauphase von höherer Intensität ist, da mit voranschreitender Dauer der Konstruktion ein Gewöhnungseffekt einsetzt. Bezogen auf die Gesamtbauzeit wird die Intensität als mittel bewertet. Insgesamt resultieren daraus geringe Struktur- und Funktionsveränderung für die Fischfauna im Pilotgebiet.

Flächenversiegelung

Durch die Errichtung der WEAs kommt es zu einem Habitatverlust für benthische Fischarten und ihrer Nahrungsgrundlage, das Makrozoobenthos. Die Effekte der Flächenversiegelung beginnen zwar während der Bauphase, bestehen jedoch auch nach Abschluss der Bauphase weiter und werden deshalb im Kap. 7.5.4 beschrieben.

Bildung von Trübungsfahnen

Während der Bauphase kommt es v.a. durch das Einbringen der Fundamente und das Einspülen der parkinternen Verkabelung zur Resuspension von Sediment und damit zu einer Erhöhung der Trübung. Das Ausmaß hängt von der gewählten Art der Fundamente (Monopile, Tripod), der verwendeten Technik (Einspülung, Rammung) und der sedimentologischen Verhältnisse am jeweiligen Standort ab. Insgesamt ist im Rahmen des hier beschriebenen Vorhabens nur mit einem relativ schwachen Eintrag resuspendierten Materials in die Wassersäule zu rechnen. Dieses resultiert im Wesentlichen aus der Zusammensetzung des Sedimentes innerhalb des Pilotgebietes, das in gro-

Ben Teilen durch die Sandkornfraktion dominiert wird (Anteil der Kornfraktion $<63 \mu\text{m}$ maximal 3%). Hier wird ein großer Teil des resuspendierten Materials unmittelbar im Nahbereich der Baumaßnahme wieder absinken und dort sedimentieren. Nach den Ergebnissen der Korngrößenanalysen (IFAÖ 2003) befinden sich allerdings im zentralen Bereich des Pilotgebietes ($55^{\circ}10' \text{ N}$ bis $55^{\circ}14' \text{ N}$) auch Bereiche die Anteile der Feinkornfraktion ($<63 \mu\text{m}$) zwischen 10 und 25% aufweisen. In Abhängigkeit von dem Strömungsgeschehen kann dieses Material mehrere 100 m weit transportiert werden und somit Trübungsfahnen ausbilden.

Bei Fischen konnten nach sedimentaufwirbelnden Ereignissen, wie z.B. einem Sturm oder starker Strömung, artspezifische Reaktionen beobachtet werden. Pelagische Arten wie z.B. Makrele und Stöcker, die ihre Beuteorganismen hauptsächlich visuell wahrnehmen, vermeiden trübe Wasserkörper (EHRICH 1991), während der Wittling keine Fluchtreaktion zu zeigen scheint. Beim Kabeljau, einem bodennah lebenden Fisch, konnten geringe Anzeichen einer Meidung von Gebieten mit Sedimentaufwirbelungen festgestellt werden (EHRICH 1991). Demersale Arten, z.B. Plattfische wie Scholle und Seesunge, halten sich natürlicherweise auf bzw. in den oberen Sedimentschichten auf. Es wird daher angenommen, dass sie an hohe Schwebstoffanteile im Wasser adaptiert sind, so dass auftretende Trübungsfahnen und erhöhte Sedimentationsraten diese Arten weniger beeinflussen (EHRICH & STRANSKY 1999).

Durch die Sedimentaufwirbelungen kann es darüber hinaus zu Schädigungen von Fischlaich kommen. Dieses betrifft potenziell sowohl Arten mit benthischen Eiern (z.B. Hering, Grundeln), die direkt durch Sedimentationsvorgänge beeinträchtigt werden, als auch Arten mit pelagischen Eiern (z.B. Scholle, Kliesche, Seesunge, Flunder), die in Gegenwart höherer Schwebstoffdichten zu stärkeren Verpilzungen oder Beschädigungen neigen können. Benthische Eier kleben an Algen, Muschelschalen und Steinen fest. Bei einem erhöhtem Sedimentationsvorgang kann es daher zu einer Verkrustung der Eier mit den Sandpartikeln kommen, welches zu Sauerstoffmangel und dem Absterben des Laichs führt. Für Grundeln ist deshalb eine Schädigung nicht auszuschließen. Da in der Deutschen Bucht zur Zeit keine Heringslaichplätze vorhanden sind (EHRICH 2000), wird eine Beschädigung von Fischlaich des Herings nicht angenommen. Pelagische Eier besitzen einen natürlichen Schutzfilm, der abweisend gegenüber Schwebmaterial in der Wassersäule wirkt.

Weiterhin kann die während der Bautätigkeit erhöhte Wassertrübung durch verminderten Lichteinfall eine Photosynthesehemmung hervorrufen. Eine Reduktion der Primärproduktion kann die Folge sein.

Im Vergleich zu anderen Sedimentumlagerungen in der Nordsee durch natürliche Ereignisse (z.B. Orkane) oder anthropogene Eingriffe (v.a. Sand- und Kiesentnahmen) ist die im Rahmen der Baumaßnahmen anzunehmende Menge aufgewirbelten Sediments vergleichsweise gering und zudem räumlich und zeitlich stark begrenzt. Der Effekt auf die Fischfauna, den Laich oder Larven wird nur Teile der Fläche des OWP betreffen und nur während der Bauzeit wirken, weshalb von einer mittleren Intensität ausgegangen wird. Insgesamt ist die Struktur- und Funktionsveränderung, die von einer Suspension von Sediment hervorgerufen wird, als gering einzuschätzen.

Freisetzung von Schad- und Nährstoffen

Eine Beeinträchtigung insbesondere von Fischlaich und Fischlarven könnte durch eine Freisetzung von Schad- und Nährstoffen bzw. durch Sauerstoffmangelsituationen während der Bauarbeiten

erfolgen. So wurde die örtliche Erhöhung der Befallsrate der Garnelen mit der Schwarzfleckenkrankheit im Wattenmeer mit einer möglicherweise erhöhten Schadstoff- und Keimbelastung durch umfangreiche Sedimentumlagerungen in Zusammenhang gebracht (KNUST 1990). Das Ausmaß der Freisetzung von Schad- und Nährstoffen hängt dabei zum einen eng mit der örtlich Sedimentzusammensetzung zusammen, da sich die Schadstoffe im Wesentlichen in den Sedimenten mit höheren Anteilen organischer Substanz akkumulieren (ACKERMANN 1980, 1983). Zum anderen ist das Ausmaß der Sedimentumlagerung zu berücksichtigen.

Die Errichtung des OWP führt voraussichtlich nur zu einer sehr geringen Freisetzung von Schad- und Nährstoffen, da zum einen der Anteil der Feinkornfraktion in großen Teilen des Pilotgebietes gering ist (s.o.) und zum anderen das Ausmaß der Sedimentumlagerung aufgrund der derzeit vorgesehenen Methoden (Rammen der Fundamente, Einspülen der parkinternen Verkabelung) ebenfalls gering ist.

Aufgrund dieser Rahmenbedingungen sind die Auswirkungen durch eine mögliche Freisetzung solcher Stoffe zu vernachlässigen. Eine Zunahme von Krankheiten oder Vergiftungserscheinungen können mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden.

Ähnliches gilt für die Annahme eines möglichen Auftretens von Sauerstoffmangelsituationen in Folge von Zehrungsprozessen durch Abbau freigesetzten organischen Materials. Der Glühverlust der Sedimente (als Maß für den Anteil organischer Stoffe) lag im Pilotgebiet bei durchschnittlich <1% (IFAÖ 2003) und ist damit insgesamt als niedrig zu bezeichnen; deutlich erhöhte Zehrungsprozesse als Folge der Baumaßnahme sind also nicht wahrscheinlich.

Damit sind die Effekte der Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen als kleinräumig, kurzfristig und von geringer Intensität zu beurteilen und insgesamt ist nur eine sehr geringe Struktur- und Funktionsveränderung zu erwarten.

Erhöhung der Sedimentation

Das durch das Einbringen der Fundamente und das Einspülen der Kabel resuspendierte Material wird aufgrund des hohen Sandanteils im Nahbereich wieder sedimentieren und hier zu Überdeckungen des Benthos und u.U. benthischen Fischeiern führen. Wie oben dargestellt, wird eine zusätzliche Sedimentation nur in sehr geringem Umfang stattfinden, so dass Reduzierungen der Nahrungsgrundlage der Fische und auch direkte Schädigungen von Eiern wenn überhaupt nur sehr kleinräumig, kurzfristig und mit geringer Intensität auftreten werden, so dass insgesamt nur eine geringe Struktur- und Funktionsveränderung anzunehmen ist.

7.5.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die anlagebedingten Wirkfaktoren umfassen in erster Linie die Flächenversiegelung und den Raumverbrauch durch die Fundamente und den Kolkschutz. Die Flächenversiegelung bedeutet gleichzeitig eine Veränderung der Habitatbedingungen durch das Einbringen von Hartsubstrat. Ein weiterer wesentlicher Faktor ist die Beschränkung der fischereilichen Nutzung innerhalb des Pilotgebiets.

Flächenversiegelung

Die Errichtung der Fundamente und des Kolkschutzes führt durch die Flächeninanspruchnahme am Meeresboden zu einem Lebensraumverlust für die demersale Fischfauna. Durch die Konstruktion der Fundamente inklusive des Kolkschutzes geht im Pilotgebiet (120 WEA) bei einer Verwendung von Tripodfundamenten eine Gesamtfläche von ca. 61.000 m² (s. Schutzgut Makrozoobenthos) der überwiegend anstehenden sandigen Sedimente verloren und wird durch Hartsubstrat ersetzt (s.u.). Bei einem Einsatz von Monopilefundamenten erhöht sich die Flächeninanspruchnahme auf rd. 71.000 m². Für die an Weichböden angepassten Fischarten geht diese Fläche als Lebensraum dauerhaft verloren. Da jedoch ein Großteil des Substrats der Nordsee aus Weichböden (hier überwiegend Feinsand) besteht, ist der Anteil der verbauten Fläche sehr gering (<1‰ des Pilotgebietes). Die Flächenverluste sind insgesamt so gering, dass Auswirkungen auf die Fischfauna z.B. über eine reduzierte Nahrungsgrundlage oder den direkten Lebensraumverlust nicht anzunehmen sind.

Daher ist die Ausdehnung des Effektes des Habitatverlusts zwar dauerhaft und von hoher Intensität (Flächenversiegelung), aber nur punktuell, so dass insgesamt von einer nur geringen Struktur- und Funktionsveränderung ausgegangen wird.

Einbringung von Hartsubstraten

Durch die Errichtung der Fundamente und das Einbringen des Kolkschutzes entstehen in einem von Weichbodengemeinschaften und pelagialen Arten geprägten Lebensraum (MAFRIS 2003) künstliche Riffe. Die Oberfläche dieser künstlichen Riffe hat bei einem Einsatz von Tripodfundamenten ein Ausmaß von ca. 19,2 ha und bei einem Einsatz von Monopilefundamenten ca. 8,3 ha. Hinzu kommen die Flächen des Kolkschutzes mit ca. 5,4 ha (Tripod) bzw. 6,8 ha (Monopile), so dass insgesamt auf 24,6 ha (Tripod) bzw. 15,1 ha (Monopile) Hartsubstrat eingebracht werden. In den nördlichen und südlichen Teilen des Pilotgebietes ist durch das Vorkommen von Steinfeldern (IFAÖ 2003) natürlicherweise bereits Hartsubstrat im Gebiet anzutreffen.

Derzeit liegen noch keine Untersuchungen über die Effekte der Hartsubstrateinbringung durch die Fundamente von Offshore-Windkraftanlagen auf Fischassoziationen vor. Allerdings gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die die Auswirkungen anderer künstlicher Strukturen (Wracks, Ölplattformen u.a.) in einem ansonsten durch Weichsubstrat dominiertem Habitat beschreiben und die in Grenzen auf die hier vorliegende Situation übertragen werden können. Im Zusammenhang mit den Auswirkungen von künstlichen Riffen werden v.a. die Aspekte Attraktion und Produktion diskutiert. Künstliche und natürliche Hart-Strukturen, die sich auf dem Meeresboden befinden, bieten Lebens- und Siedlungsräume für eine ganze Reihe von Organismen. Im Hinblick auf die Besiedlung der Hartsubstrate konnte eine Kolonisation sowohl durch stationäre als auch wandernde pelagische Fischarten beobachtet werden (RELINI et al. 1994). Fische werden aus den umliegenden Gebieten relativ schnell von künstlichen Riffen angezogen und besuchen Riffe innerhalb von Stunden nach ihrer Konstruktion (MOLLES 1978). Die Intensität der Besiedlung durch Fische hängt hierbei von einer Reihe von Umweltfaktoren wie Strömungsrichtung und -stärke, Schatten, Größe, Form, Farbe, Licht und Geräuschen ab (OKAMOTA, 1983, BOHNSACK & SUTHERLAND, 1985, BOHNSACK et al. 1991, KIM et al. 1994). Es wird angenommen, dass die Attraktivität der Strukturen darin liegt, dass sie ein erhöhtes Nahrungsangebot, Schutz vor Prädatoren, Laichgebiete, Orientierungsmöglichkeiten und ein Rückzugsgebiet vor intensiver Fischerei bieten (BOHNSACK & SUTHERLAND 1985). So hält sich in der Nordsee über Wracks und Steinfeldern vermehrt großer adulter Kabeljau

und Seelachs auf (EHRICH 2000), obwohl sie auch hier befischt werden (Wrackfischerei mit Stellnetzen). In der unmittelbaren Nähe von Ölplattformen in Norwegischen Gewässern konnte ebenfalls ein signifikanter Anstieg von Kabeljau und Seelachs (VALDEMASEN 1979, SODAL et al. 1998) beobachtet werden, nur der Gemeine Dornhai schien hier die Nähe der Plattformen zu meiden (VALDEMASEN 1979). Schollen sowie andere Plattfischarten wurden ebenfalls vermehrt in der Nähe von Ölplattformen angetroffen (POLOVINA & SAKAI 1989), wobei angenommen wird, dass diese Arten vor allem durch ein erhöhtes Nahrungsangebot angezogen werden. Die Besiedelung durch wirbellose Hartsubstratarten wird auch kleinwüchsigen Fischen wie Gobiiden, Blenniiden und dem Seeskorpion Schutz und Nahrung bieten, weshalb sie vermehrt an den Fundamenten auftreten werden. Es wurde beobachtet, dass Plattfische wie Flunder, Seezunge und Kliesche aus 600 m Entfernung Unterwasserstrukturen detektieren können und für die Flunder wurde eine Wanderung zwischen 900 m entfernt liegenden Riffen beobachtet (GROVE et al. 1989). In den USA sind in Verbindung mit Ölplattformen 20 – 50 mal höhere Abundanzen von Fischen ermittelt worden als in den umliegenden Gewässern (SIMPSON 1977). Dabei befinden sich die erhöhten Abundanzen in einem Umfeld von ungefähr 0 - 20 m von der Ölplattform, danach sinken die Abundanzen ab (STANLEY & Wilson 1997). Ölplattformen in geringer Wassertiefe (<60 m) scheinen dabei eine höhere Anziehungskraft auf die Fische auszuüben als solche, die in großer Wassertiefe (> 200 m) am Kontinentalabhang liegen (STANLEY 1998).

BOHNSACK et al. (1994) und WICKENS & BARKER (1996) gehen davon aus, dass die Diversität der Fischfauna in der Umgebung von künstlichen Hartsubstraten immer zu einem Anstieg der Diversität im Vergleich zur Umgebung führt. Obwohl bisher an Norwegischen Ölplattformen keine Zuwanderung von Küstenfischen beobachtet worden ist, ist nicht auszuschließen, dass Fische, die ihren natürlichen Lebensraum an Felsküsten oder Felsriffen haben (z.B. Lippfische), in Windkraftparks anzutreffen sein werden (WESTERNHAGEN VON, pers. Mitt.).

Obwohl eine Steigerung der Überlebensraten und des Wachstums von juvenilen Fischen an künstlichen Riffen im Vergleich zur Umgebung durchaus denkbar ist (RILOV & BENAYAHU 1998), konnte eine durch Riffe hervorgerufene Erhöhung der Fischproduktion bisher nur in vereinzelten Untersuchungen festgestellt werden (SVANE & PETERSEN 2001).

Auf den Hartsubstraten wird sich eine spezifische Wirbellosen-Gemeinschaft etablieren (s. Kap.7.4.4), die ähnlich wie die Weichbodengemeinschaft eine wesentliche Nahrungsgrundlage für die Fische im Gebiet darstellen wird. Es ist insgesamt nicht anzunehmen, dass die Veränderung des Artenspektrums der Wirbellosen einen deutlichen Einfluss auf den Ernährungszustand der Fischfauna hat.

Für die Etablierung einer „Riff-Gemeinschaft“ ist nach ALLEN et al. (1987) und BOHNSACK & SUTHERLAND (1985) von einem Zeitraum von 1 bis 5 Jahren auszugehen.

Das Einbringen der Strukturen und die sie besiedelnde Wirbellosen-Gemeinschaft werden zu dauerhaften Veränderungen der Fischbestände im Nahbereich der einzelnen Fundamente führen. Da sich die Dominanzstrukturen nicht grundlegend ändern werden, wird die Intensität der Wirkungen als mittel bewertet. Auswirkungen auf die Fläche des gesamten OWP und großräumige Auswirkungen über die Fläche des Windparks hinaus sind wenig wahrscheinlich. Insgesamt ist mit einer mittleren Struktur- und Funktionsveränderung zu rechnen.

Beschränkung der fischereilichen Nutzung

Es ist davon auszugehen, dass eine fischereiliche Nutzung innerhalb des Pilotgebietes untersagt wird. Eine solche Einstellung der Fischerei würde zu einer Verringerung der Sterblichkeit sowohl bei kommerziellen Fischarten als auch bei den nicht genutzten Arten führen. Da den Fischern durch die Sperrzone potenzielle Fanggründe verloren gehen, ist allerdings in den angrenzenden Gebieten mit einer Zunahme der Fischerei zu rechnen, unter anderem auch, da die Fischer in den Randgebieten erhöhte Erträge erwarten (RIJNSDORP et al. 1998).

PIET & RIJNSDORP (1998) haben in den Jahren 1989-1994 nach einer Beschränkung der Baumkurrenfischerei für Schiffe mit über 300 PS in den küstennahen Gebieten (< 12 sm) der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks generell einen Anstieg der Abundanzen der Fische beobachten können. Für die einzelnen Fischarten konnte zwar kein signifikanter Effekt festgestellt werden, aber ein Ansteigen der Abundanzen für die meisten „großen“ (> 25 cm) Fischarten, unter anderem Scholle und Seesunge, wurde deutlich. Des Weiteren wirkte sich die niedrigere Fischereiintensität auf die Längenverteilung der einzelnen Arten aus. Während bei den Längensklassen von 25 – 40 cm ein Anstieg der Abundanzen beobachtet werden konnte, zeigten sich in der Längensklasse <15 cm keine Unterschiede. Da Fische <15 cm von der kommerziellen Baumkurrenfischerei, bedingt durch die Maschenweite der Netze, nur begrenzt erfasst werden und Fische einer Länge von 15 – 25 cm nicht angelandet werden dürfen, kann zusammenfassend festgestellt werden, dass sich ein Fischereiverbot insgesamt vor allem auf die vermarktbarsten Längen (25-40 cm) der kommerziellen Fischarten auswirkt.

Es ist nicht auszuschließen, dass dadurch ein erhöhter Anteil von Fischen das laichreife Alter erreicht, was zu einer erhöhten Rekrutierung und einem Anstieg der Bestände führen könnte. Des Weiteren ist davon auszugehen, dass adulte großwüchsige Arten wie der Kabeljau die Gebiete der Windkraftparks als Rückzugsgebiete nutzen werden (EHRICH, 2000).

Darüber hinaus würden der Meeresboden und das dort lebende Benthos weniger stark durch fischereiliche Aktivitäten beeinträchtigt. Im Kap. 7.4.4 wird dargestellt, dass dies zwar zu Veränderungen der Wirbellosen-Gemeinschaft führen wird (z.B. erhöhtes Vorkommen langlebiger Muscheln), dass aber nicht generell von einem erhöhten Nahrungsangebot für in Bodennähe lebende Fischarten auszugehen ist. Vor diesem Hintergrund ist nicht davon auszugehen, dass es über eine verbesserte Nahrungsbasis zu einem Anstieg der Abundanzen der Weichboden-Organismen fressender Fischarten kommen wird.

Die Wechselwirkungen zwischen den Folgen der Einbringung von Hartsubstrat, den Effekten auf pelagische Räuber und die Folgen einer möglichen artspezifischen Vergrämung durch den Betrieb des Windparks (s.u.), verstärkt durch die Verschiebung der Altersstruktur sowie der Dominanzen sind in ihrer Gesamtheit zum jetzigen Zeitpunkt nicht sicher abzuschätzen. Die Feststellung dieser Effekte in ihrer Gesamtheit muss und wird eine Aufgabe des Monitorings sein.

Es soll hier jedoch erwähnt werden, dass die Forderung nach fischereifreien Zonen aufgrund der starken Auswirkungen der intensiven Fischerei auf die Struktur der Fischfauna eine wesentliche Forderung des Meeres-Naturschutzes ist. Ob allerdings die Einstellung der Fischerei in einem Windpark mit seiner Vielzahl möglicher Auswirkungen auf die Fischfauna die gleichen Wirkungen

wie eine fischereifreie Zone ohne diese Wirkungen haben wird, ist derzeit nicht abzuschätzen. Ein positiver Effekt auf die Fischfauna (s.o.) ist aber plausibel.

Die Auswirkungen der Beschränkung der Fischerei werden voraussichtlich von mittlerer Ausdehnung sein, also kaum über den Windpark selbst hinauswirken. Die Veränderungen sind dauerhaft und von mittlerer Intensität. Insgesamt ist eine mittlere Struktur- und Funktionsveränderung zu erwarten. Diese Veränderungen sind als positive Auswirkungen zu werten.

7.5.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Betriebsbedingte Wirkfaktoren sind v.a. die Schallemissionen und Vibrationen der einzelnen Anlagen. Weitere Faktoren sind Schattenwurf und die Lichtreflexionen der drehenden Rotorblätter sowie die Abwärme der parkinternen Verkabelung. Magnetische Felder sind an der Meeresbodenoberfläche kaum noch nachweisbar und deutlich geringer als das natürliche Erdmagnetfeld. Aufgrund der geringen Relevanz wird dieser Aspekt hier nicht weiter betrachtet. Elektrische Felder treten außerhalb der Kabel nicht auf.

Schallemissionen / Vibrationen

Während des Betriebs der Anlagen entstehen Schall- und Infraschallwellen. Die durch die Drehung des Rotors entstehenden Schallwellen gelangen über zwei Wege in das Wasser: Zum einen werden die Schallwellen über die Luft in das Wasser gelangen, zum anderen übertragen sich die Schwingungen des Rotors über den Mast und das Fundament in das Wasser. Das Frequenzspektrum und die Intensität hängen neben der Windgeschwindigkeit von einer Vielzahl konstruktiver Faktoren ab. Nach DEWI (2003) ist anhand von Messungen an unterschiedlichen Offshore-Windenergieanlagentypen davon auszugehen, dass sich die betriebsbedingten Geräuschemissionen nur im Frequenzbereich unterhalb von ca. 500 Hz von den natürlicherweise vorhandenen Hintergrundgeräuschen (z.B. Wellenschlag) abheben.

Weiterhin liegen Untersuchungen aus Dänemark an bestehenden Anlagen vor. Im Auftrag des dänischen Offshore-Windparkbetreibers SEAS Distribution A.m.b.A. wurden Messungen an drei verschiedenen Offshore-Windenergieanlagentypen mit jeweils unterschiedlichen Fundamentbauarten durchgeführt. Es wurden die Unterwasserspektren in der Umgebung (15 – 20 m Entfernung) bei ein- und ausgeschalteter Anlage aufgenommen und verglichen (ÖDEGAARD & DANESKJOLD SAMSOE 2000). Die Messungen umfassten den Frequenzbereich von 10 Hz bis 100 kHz. Während es durch den Betrieb der Anlage im Frequenzbereich >1 kHz nicht zu einer Erhöhung gegenüber dem Grundschallpegel kam, war dies im Bereich <1 kHz der Fall, allerdings bei unterschiedlicher Fundamentierung unterschiedlich stark. Ein weiteres Ergebnis der schalltechnischen Messungen ist, dass der Eintrag von Schall über den Luftweg zu vernachlässigen ist und somit die Erhöhung des Unterwasser-Schalls fast ausschließlich über den Mast und die Fundamente in das Wasser gelangt (ÖDEGAARD & DANESKJOLD SAMSOE 2000). Vor diesem Hintergrund wird die Relevanz der Konstruktion von Mast und Fundament auch unter dem Aspekt Reduzierung der Lärmbelastung deutlich.

Laut WESTERBERG (1994) liegen die Schallemissionen einer WEA zwischen Frequenzen von 2 Hz und 2000 Hz. Die dominanteste infrasonische Frequenz liegt bei 16,7 Hz. Nach (DEWI 2003) wird

jedoch der von den Rotoren erzeugte Infraschall überwiegend an der Wasseroberfläche reflektiert, so dass dieser mögliche Wirkungspfad eingeschränkt ist. GERASCH & UHL (2001) schließen die Abstrahlung von Infraschall (<20 Hz) aufgrund des hydrodynamischen Kurzschlusses ganz aus.

Bei Fischen werden Geräusche über die Gehörsteine (Otholithen) des Inneren Ohrs wahrgenommen (LEWIS 1984, KALMIN 1988). Die Wichtigkeit und Verwendung des Gehörs ist artspezifisch unterschiedlich ausgeprägt und kommt bei der Ortung von anderen Objekten und der Orientierung während der Wanderungen zum Einsatz. Schwingungsfelder von sich frei bewegenden Tieren setzen sich aus einer Richtungs- und Intensitätskomponente zusammen, die beide fortwährenden Veränderungen unterliegen. Die Frequenz von normal schwimmenden Tieren liegt unter 40 – 50 Hz, bei abrupten Reaktionen nimmt diese zwar zu, bleibt aber unter 200 – 300 Hz. Das Hörvermögen ist bei Fischarten, die eine Schwimmblase aufweisen, besser als bei denen, die keine besitzen, da die von der Schwimmblase erfahrenen Schwingungen auf die Otholithen wirken (BLAXTER 1981). Daher wird angenommen, dass das Hörvermögen mit zunehmender Größe der Fische und dem damit einhergehenden Wachstum der Schwimmblase ansteigt (ANONYMOUS 1995). Das kann zu einer längenabhängigen Reaktion der Fische auf Schall führen. Zudem weisen Fische artspezifische Unterschiede im Bezug auf ihr Hörvermögen auf.

Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass die meisten kommerziellen befischten Fischarten, mit Ausnahme des Herings, nur auf einen beschränkten Frequenzbereich zwischen 30 Hz und 3 kHz sensibel reagieren (EHRICH 2000, KNUDSEN et al. 1992). Die maximale Empfindlichkeit liegt bei den meisten Arten im Bereich von 20 – 300 Hz (ANONYMOUS 1995), wobei manche Arten auch auf Ultraschall (>10 KHz) (ASTRUP 1999) oder Infraschall (<20 Hz) sensibel reagieren können. Kabeljau und Scholle sind zum Beispiel in der Lage, Infraschall zu hören (SAND & KARLSEN 1986). Beim Kabeljau liegt die maximale Empfindlichkeit zwischen 100 und 300 Hz (ANONYMOUS 1995), beim Schellfisch in einer ähnlichen Bandbreite zwischen 90 und 400 Hz. Die Scholle nimmt Schall am Besten zwischen 30 und 200 Hz wahr (CHAPMAN & SAND 1974), während der Hering sich durch eine erhöhte Sensibilität in Frequenzen von 20 bis 1200 Hz auszeichnet (ANONYMOUS 1995). Der Atlantische Lachs hört ausschließlich Frequenzen unter 400 Hz, wobei die Sensibilität über 150 Hz stark abnimmt (HAWKINS & JOHNSTONE 1978).

Fische reagieren auf Schall mit einem Fluchtverhalten, um dem Einflussbereich der Geräusche zu verlassen. Die Ausprägung des Fluchtverhaltens ist von der Fischart, ihrer physischen Konstitution, der vorherrschenden Umgebung und der Intensität des Schalls abhängig. Pelagische Arten tauchen bei auftretendem Lärm in größere Wassertiefen und entfernen sich von der Quelle des Schalls; im unmittelbaren Bereich des Schalls erhöhen sie ihre Schwimmgeschwindigkeit und lösen eventuell ihre Schwarmformation auf (ANONYMOUS 1995). Demersale Arten, die sich beim Einsetzen des Lärms in der Wassersäule befinden, reagieren ebenfalls mit einem Abtauchen an den Grund. Dies wurde z.B. beim Kabeljau von SHEVLEV et al. (1989) beobachtet. Auf Schiffslärm wurde als Reaktion eine erhöhte Schwimmaktivität in vertikale sowie horizontale Richtung z.B. bei Kabeljau, Hering, Sprotte und Makrele (OLSEN et al 1983, DINER & MASSE 1987, MISUND & AGLEN 1992, BLAXTER et al. 1981) beobachtet.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass es im Bereich der einzelnen Windkraftanlagen zu einem erhöhten Schalleineintrag gegenüber dem natürlicherweise vorhandenen Geräuschpegel kommen wird. Artspezifische Fluchtreaktionen bzw. Vergrämungseffekte sind somit auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes nicht auszuschließen. Da es sich bei den durch die Anlagen verursach-

ten Geräuschen um Lärmemissionen mit einem relativ kontinuierlichen Charakter handelt, kann es allerdings auch zu einem Gewöhnungseffekt kommen. Dabei ist zu erwarten, dass bei standort-treuen Arten ein schnellerer Gewöhnungseffekt eintritt als bei sehr mobilen Arten. Die Effekte eines betriebsbedingten Schalleintrages müssen abschließend durch ein Monitoring geklärt werden.

Der Effekt der Lärmemission/Vibration ist während der Betriebsphase als von mittlerer Ausdehnung einzustufen, da die Geräusche/Vibrationen eine artspezifische Vergrämung innerhalb und im Nahbereich des OWP verursachen könnten. Vermutlich wird es zwar parallel auch zu einem gewissen artspezifischen Gewöhnungseffekt an die Geräusche/Vibrationen kommen, eine artspezifischer Vergrämungseffekt kann jedoch auch dauerhaft sein. Den Auswirkungen der Schallemissionen während der Betriebsphase wird eine mittlere Intensität zugeordnet, so dass insgesamt eine mittlere Struktur- und Funktionsveränderung nicht auszuschließen ist.

Schlagschatten und Lichtreflexionen

Im unmittelbaren Umfeld der einzelnen Anlage ist eine durch Schlagschatten hervorgerufen Scheuchwirkung auf Fische denkbar (MERCK & VON NORDHEIM 1999). Eine Folge könnte die Meidung des direkten Umfeldes der einzelnen Anlagen durch einzelne Arten sein. Dies wird zwar als wenig wahrscheinlich angesehen, kann jedoch auch nicht ausgeschlossen werden. Ein möglicher Effekt von Schlagschatten wird als kleinräumig, dauerhaft und von geringer Intensität eingeordnet. Insgesamt sind die hervorgerufenen Struktur- und Funktionsveränderungen auf die Fischfauna als gering einzustufen.

Temperaturerhöhung im Bereich der Kabel

Durch den Betrieb der parkinternen Verkabelung wird es, abhängig von den Betriebszuständen und der Belastung des einzelnen Kabelabschnitts, zu einer veränderlichen aber dauerhaften Temperaturerhöhung im Sediment und im Bodenporenwasser im Nahbereich des Kabels kommen (s. Kap. 7.4.5). Kleinräumige und schwache Wirkungen auf die Fischfauna sind zum einen direkt auf bodenlebende Arten (je nach Temperaturveränderung Vergrämung bis Attraktion) möglich. Zum anderen kann es im Nahbereich der Kabel auch zu Veränderungen des Makrozoobenthos als Nahrungsgrundlage bestimmter Arten kommen. Insgesamt sind die durch die Temperaturerhöhung hervorgerufenen Struktur- und Funktionsveränderungen auf die Fischfauna als gering zu bezeichnen, da sie zwar dauerhaft wirken aber nur kleinräumig und mit geringer Intensität.

7.5.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die zu erwartenden Auswirkungen durch den Rückbau der WEA auf das Schutzgut Fischfauna sind abhängig von der hierfür eingesetzten Technik, die derzeit noch nicht bekannt ist. Grundsätzlich sind jedoch ähnliche temporäre Beeinträchtigungen wie beim Bau der Anlagen zu erwarten (Vergrämung durch Lärm- und Lichtemissionen sowie eine geringe Verschlechterung der Nahrungssituation bzw. eine Schädigung von Fischlaich/-larven durch die Resuspension von Sediment und den daraus resultierenden Trübungsfahnen).

Nach dem Rückbau der Anlagen sind anlage- und betriebsbedingte Auswirkungen nicht mehr zu besorgen.

7.5.7 Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Fischfauna

Die baubedingten Auswirkungen des Vorhabens sind ausschließlich auf die Bauzeit beschränkt (kurzfristig) und mit Ausnahme der Schallemissionen auf die unmittelbaren Anlagenbereiche beschränkt (Schallemissionen = mittlräumig). Die Intensität ist bei den Lärm- und Lichtemissionen sowie bei der Bildung von Trübungsfahnen mittel und bei den Aspekten Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie Erhöhung der Sedimentation gering. Insbesondere aufgrund der Begrenztheit der Wirkungen auf die Bauphase werden die baubedingten Struktur- und Funktionsverluste als gering bewertet.

Die anlagebedingten Auswirkungen resultieren aus der Flächenversiegelung, dem Einbringen von Hartsubstrat und der Beschränkung der fischereilichen Nutzung. Die Wirkungen sind dauerhaft und mit Ausnahme der Beschränkung der fischereilichen Nutzung als kleinräumig zu bezeichnen. Die Einschränkung der Fischerei wird sich allerdings auf der Fläche des gesamten Windparks auswirken. Die Intensität der Flächenversiegelung ist am unmittelbaren Standort hoch. Die Beschränkung der fischereilichen Nutzung und das Einbringen von Hartsubstrat sind von mittlerer Intensität, da nicht davon auszugehen ist, dass sich die Dominanzverhältnisse grundlegend ändern werden. Insgesamt führen die anlagebedingten Auswirkungen zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen, wobei die Beschränkung der fischereilichen Nutzung als positiv zu bewerten ist.

Betriebsbedingt kann es durch Schallemissionen/Vibrationen, Schlagschatten bzw. Lichtreflexionen sowie durch die Erwärmung der Sedimente im Bereich der parkinternen Verkabelung zu Auswirkungen kommen. Die Wirkungen von Schlagschatten/Lichtreflexion und Erwärmung der Sedimente werden sich auf den unmittelbaren Einwirkungsbereich beschränken. Durch die betriebsbedingten Schallemissionen sind Wirkungen über den eigentlichen Anlagenbereich hinaus nicht auszuschließen. Sie werden insbesondere aufgrund der Prognoseunsicherheit dieses Aspektes als mittlräumig bewertet. Dies gilt auch für die Intensität der Wirkungen, die für den Aspekt Schall mit mittel und für die verbleibenden betriebsbedingten Wirkfaktoren mit gering bewertet werden. Aufgrund der Prognoseunsicherheit werden die betriebsbedingten Struktur- und Funktionsveränderung unter Vorsoresichtspunkten als mittel bewertet.

Die rückbaubedingten Auswirkungen des Vorhabens entsprechen denen der baubedingten Auswirkungen und führen somit ebenfalls zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen.

Einen zusammenfassenden Überblick der bau-, anlage-, betriebs- und rückbaubedingten Auswirkungen gibt Tab. 57.

Tab. 57: Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Fischfauna.

Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Funktions- und Strukturveränderung
Baubedingte Wirkfaktoren					
▪ Lärmmissionen	Veränderung der Bestandsstruktur durch Scheuchwirkung, Vergrämung	m	k	m	G
▪ Lichtmissionen	Veränderung der Aktivitätsmuster (Lockwirkung nachts)	k	k	m	G
▪ Bildung von Trübungsfahnen	artspezifische Scheuch- oder Lockwirkung (Veränderung der Bestandstruktur)	k	k	m	G
▪ Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen	Beeinträchtigungen durch Sauerstoffmangelsituationen, Abwanderung, Beeinträchtigung der Gesundheit	k	k	g	G
▪ Erhöhung der Sedimentation	Veränderung des Nahrungsangebotes	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Anlagebedingte Wirkfaktoren					
▪ Flächenversiegelung	Habitatverluste	k	d	h	G
▪ Einbringung von Hartsubstrat	Veränderung der Bestandsstruktur (Artenspektrum- Hartsubstratarten)	k	d	m	M
▪ Fischereiliches Nutzungsverbot	Veränderung der Bestandsstruktur (Artenspektrum, Altersaufbau)	m	d	m	M(+)
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Betriebsbedingte Wirkfaktoren					
▪ Schallemissionen/Vibrationen	Veränderung der Bestandsstruktur durch artspezifische Scheuchwirkung, Vergrämung	m	d	m	M
▪ Schlagschatten/Lichtreflexion	Veränderung der Bestandsstruktur durch artspezifische Scheuchwirkung, Vergrämung	k	d	g	G
▪ Temperaturerhöhung im Bereich der Kabel	Artspezifische Vergrämung bzw. Attraktion	k	d	g	G
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Rückbaubedingte Wirkfaktoren					
▪ s. baubedingte Wirkfaktoren	s. baubedingte Wirkfaktoren	k	k	g	G
Rückbaubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen					
Ausdehnung: k = kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig, d = dauerhaft					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Funktions- und Strukturveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					
(+) = Auswirkung führt zu positiven Struktur- und Funktionsveränderungen					

Bau und Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Fischfauna im Pilotgebiet. Anlage und Betrieb zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen. Da diese im Gegensatz zu den bau- und rückbaubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen dauerhaft wirksam sind, werden die Funktions- und Struktur-

turveränderung durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Fischfauna insgesamt als **mittel** bewertet. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass insbesondere die Auswirkungen durch die Schallemissionen mit einer gewissen Prognoseunsicherheit belegt sind, deren abschließende Klärung im Rahmen des projektbegleitenden Monitorings erfolgen muss.

7.6 Schutzgut Avifauna – Rastvögel und Nahrungsgäste

7.6.1 Nullvariante

Ohne die Durchführung des projektierten Bauvorhabens ist eine grundlegende Änderung des Rastvogelvorkommens im Baugebiet der Pilotphase nicht zu erwarten. Bei einer EU-weit angestrebten Verkleinerung der Fischfangflotten sind tendenziell Auswirkungen auf fischfressende und schiffsbegleitende Seevögel zu erwarten. Für Arten, die u.a. von Fischereiabfällen leben, könnte eine Bestandsabnahme mit der Abnahme der Fischereieintensität angenommen werden. Ein leichter Trend zur Verminderung des Schadstoffeintrages und damit des Eutrophierungsgrades der Deutschen Bucht wird vermutlich positive Effekte auf die Rastvögel und Nahrungsgäste haben.

7.6.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Kenntnisstand hinsichtlich der Auswirkungen von Offshore-WEA auf Vögel ist insgesamt als gering zu betrachten. Der Einfluss von Windenergieanlagen auf die Vogelwelt im Offshore-Bereich ist bisher so gut wie nicht untersucht worden und somit sind letztlich alle Aussagen zu Auswirkungen mehr oder minder Ableitungen aus Untersuchungen von WEA an Land oder anderen vergleichbaren Hindernissen auf See, im Küstenraum und an Land. Da auch die bei Windstille stehenden Anlagen ein Hindernis darstellen, können Vergleiche mit Untersuchungen an Masten, Türmen oder ähnlichen Strukturen wenigstens einen kleinen Eindruck über mögliche Ereignisse liefern. Trotzdem sind alle Abschätzungen der Auswirkungen zurzeit mit einem großen Unsicherheitsfaktor behaftet, der sich durch zukünftige Untersuchung insbesondere im Rahmen des erforderlichen Monitorings und den daraus gewonnenen Erkenntnissen sowohl positiv als auch negativ verändern kann.

7.6.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Handhabungsverluste - Eintrag von Müll und Schadstoffen

Schwimmende Rastvögel können sich in Müll (z. B. in Schnüren etc.) verfangen und in der Folge verenden (vgl. HARTWIG et al. 1992). Kleinere Müllteile können von den Tieren verschluckt werden und damit zu gesundheitlichen Schäden führen. Die Vorbelastung der Deutschen Bucht ist scheinbar in Bezug auf Plastikabfälle in den letzten Jahren noch immer nicht gesunken (vgl. HARTWIG 2000) und stellt daher immer noch ein Problem dar. Das Risiko zusätzlicher Einträge lässt sich aber durch problembewusstes Hantieren mit diesen Produkten beim Bau der Anlagen sehr stark reduzieren.

Schadstoffe wie Schwermetalle oder Öle können vielfältige physiologische Reaktionen auslösen, wie die Schädigung des Immun- und Fortpflanzungssystems. Eine Quantifizierung ist allerdings schwer möglich bzw. bei nur wenigen Taxa bisher erfolgt.

Die Auswirkungen durch Handhabungsverluste treten großräumig in Erscheinung, da Müll bis weit über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinaus verdriftet werden kann. Die Auswirkungen sind als kurzfristig zu bewerten, da diese nur in der Bauphase nennenswert - wenn überhaupt in größeren Mengen - auftreten können.

Für die einzelnen Rastvögel und Nahrungsgäste kann sich ein Handhabungsverlust schwerwiegend auswirken, wenn dies am Ende den Tod bedeutet. Bezogen auf den in der östlichen Deutschen Bucht vorkommenden Rastvogelbestand ist die Intensität der Auswirkung als gering zu bewerten, da nur wenige Rastvögel und Nahrungsgäste betroffen sein werden.

Insgesamt sind die Auswirkungen von Handhabungsverlusten im Rahmen der geplanten WEA auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste als gering zu bewerten.

Visuelle Unruhe durch erhöhten Schiffsverkehr und Baugeräte

Große Baugeräte wie z. B. Kräne sowie der im Pilotgebiet zeitweise baubedingte erhöhte Schiffsverkehr sind für Rastvögel und Nahrungsgäste weithin sichtbar. Einige Vogelarten werden dadurch gestört und Scheuch- oder Ausweichreaktionen zeigen.

Über Ursachen und Auswirkungen von Störungen durch Boote auf Vögel gibt es eine Vielzahl von Publikationen, welche aber häufig auf Untersuchungen von Rastvögeln auf Binnengewässern oder in der Ostsee basiert. Da diese nicht immer auf die Situation in der offenen Nordsee übertragbar sind, soll im Folgenden daher auch nur ein kurzer Überblick über die Thematik gegeben werden.

Eine Vielzahl von Autoren weist darauf hin, dass an den Menschen gewöhnte Vögel - wie z.B. viele Möwenarten - völlig abweichende Fluchtreaktionen zeigen bzw. nicht mehr zeigen. Dieser Effekt wird als Verhaltensdomestikation bezeichnet und bleibt bei den folgenden Ausführungen unberücksichtigt.

Fluchtdistanzen, Fluchtreaktion und zurückgelegte Fluchstrecken von Wasservögeln sind abhängig von der Größe, der Geschwindigkeit und dem Lärmpegel der Boote. Allgemein ist festzustellen: je schneller und lauter Boote sind, umso größer sind die Fluchtdistanzen, umso heftiger ist die Fluchtreaktion (i.d.R. Abfliegen) und umso größer sind die zurückgelegten Fluchstrecken. Größere, langsam fahrende Boote werden dagegen eher toleriert und die Vögel weichen den herannahenden Booten häufiger durch Wegschwimmen als durch Abfliegen aus.

Nach KUBE & SKOV (1996) war die Dichte von Eisenten in der Pommerschen Bucht in einem 3 km breiten Korridor beiderseits der Hauptschifffahrtsroute (Ansteuerung Swinemünde) signifikant um 25-70 % reduziert. Geringere Fluchtdistanzen gegenüber großen, langsamen Motorbooten wurden z.B. von HÜBNER & PUTZER (1985), KOEPFF & DIETRICH (1986, in KELLER, 1992) sowie von GOOS (1990) festgestellt. Letzterer weist jedoch auf die Stetigkeit des Auftretens dieser Fahrzeuge (z. B. Fährschiffe) auch an ansonsten störungsarmen Tagen hin. Der positive Zusammenhang von Fahrgeschwindigkeit, Geräuschpegel und Intensität der Störung konnte u. a. auch von SCHNEIDER

(1987) und GOOS (1990) festgestellt werden. Ein extremes Beispiel für einerseits eine schwächere Störwirkung durch große, langsame, zugleich regelmäßig und auf festen Routen fahrende Schiffe und andererseits die intensive Störwirkung durch schnelle, unregelmäßig auftretende Motorboote zeigt LUGERT (1988, in KELLER, 1992): Die mittlere Fluchtdistanz von Eiderenten, Schellenten u.a. betrug bei großen Schiffen 120 m, während sie bei schnelleren Booten 850 m betrug.

Die Fluchtdistanzen von Wasservögeln sind jedoch nicht nur abhängig von der Störungsart und ihrer Intensität, sondern auch von der Artzugehörigkeit und Motivationslage der Vögel. Beispielhaft seien hier die durchschnittlichen Fluchtdistanzen gegenüber Wasserfahrzeugen, die GOOS (1990) auf dem Dassower See feststellte, für einige Arten angegeben: Reiherente (575 m), Schellente (321 m), Haubentaucher (187 m) und Stockente (123 m). Häufig zitiert werden die hohen Fluchtdistanzen von Seetauchern gegenüber sich nähernden Schiffen. Diese fliegen z. T. schon auf, wenn das Schiff noch über 2000 m entfernt ist, wurden aber im Gegensatz dazu auch in nur 100 m Abstand am Schiff vorbeifliegend beobachtet (Beobachtungen von BIOLA).

Die ausgelösten Reaktionen sind zudem von der Schwarmgröße der Vögel abhängig. Bei großen Gruppen haben Aufflüge weniger Individuen häufig einen Mitreißeffekt mit großer Wirkung zur Folge. Der reaktionssteigernde Effekt zunehmender Schwarmgröße wurde von HUME (1976), HÜBNER & PUTZER (1985), PUTZER (1989), GOOS (1990) und anderen gezeigt.

Die von Booten ausgehenden Störungen beziehen sich jedoch nicht nur auf fahrende, sondern vielfach auch auf liegende Boote. Die hierdurch hervorgerufenen potenziellen Störungen lassen sich anhand der Mindestabstände von rastenden Vogelarten abmessen. Kleinere Tauchentrupps (Schell-, Tafel- und Reiherente) hielten 80-90 m Abstand zu liegenden Booten (GOOS 1990). Maximal konnte ein Mindestabstand von 1150 m durch einen großen Schellenten-Schwarm beobachtet werden. HÜBNER & PUTZER (1985) weisen liegenden Angelbooten ein Störfeld von 250 m Radius zu.

Rastvögel besitzen einen erhöhten Nahrungsbedarf, da sie Fettreserven für Weiterzug und Überwinterung aufbauen müssen. Gerade in dieser Zeit können nach VIDAL (1996) durch Störreize ausgelöste Fluchtreaktionen fatale Folgen haben: die Zeiten der Nahrungsaufnahme verkürzen sich, der Energieverbrauch steigt aber (KOEPPF & DIETRICH 1986, in VIDAL 1996). Dieser Effekt wird z.T. durch eine geringere Effizienz der Nahrungssuche in den Ausweichräumen verschärft (BURGER 1988). Da schon lange vor äußerlich erkennbarem Fluchtverhalten physiologische Stresszustände (u. a. Änderung der Herzschlagfrequenz) erreicht werden, können diese Situationen letztlich zu einer verminderten Vitalität und sinkender Lebenserwartung führen (SELL 1991, HÜPPOP 1995). Darüber hinaus können Störungen während der Frühjahrsrast auch negativen Einfluss auf den Bruterfolg haben (MADSEN 1994).

Das zusätzliche Schiffsaufkommen im Baugebiet Sandbank 24 wird in erster Linie durch Transport- und Wartungsschiffe bestimmt sein, die eher dem Typ des langsam fahrenden, großen Schiffes zuzurechnen sind. Es ist daher eher mit geringeren Störabständen zu den Schiffen zu rechnen. Außerdem wurden im Gebiet des geplanten OWP Sandbank 24 bisher keine großen rastenden Schwärme störungsempfindlicher Arten nachgewiesen, so dass die Wahrscheinlichkeit des Eintretens von reaktionssteigernden Effekten aufgrund zunehmender Schwarmgrößen auch kaum eintreten wird. Da die Bauvorhaben voraussichtlich hauptsächlich in den Monaten März bis September durchgeführt werden, wären an störungsempfindlicheren Arten in erster Linie mausernde Meeres-

enten betroffen, die aber bisher nur in geringerer Zahl nachgewiesen wurden (Gesamtzahl aller beobachteten Trauerenten im Untersuchungsraum: 24 Exemplare, 20 davon wurden allerdings nur beim Durchfliegen des Gebiets beobachtet) sowie die Seetaucher, die sich bis in den Mai im Gebiet aufhalten (insgesamt 319 Sichtungen während der Transektfahrten von März bis Mai). Insgesamt werden aber die Störungen durch den baubedingten Verkehr und die Baugeräte auf diese Arten kaum größer werden, da der „normale Durchgangs-Schiffsverkehr“ und der fischereiliche Verkehr mit zunehmender Anzahl der aufgestellten Anlagen durch die Sperrung der dann jeweiligen Schutz-zonen abnehmen wird. Insgesamt wird so die Belastung durch den Schiffsverkehr vermutlich nicht viel weiter ansteigen. Das Artenspektrum an weiteren nahrungssuchenden Vögeln während dieses Zeitraums setzt sich ansonsten in Hauptsache aus den relativ störungsunempfindlichen Möwenarten und weniger störungsempfindlichen Alkenvögeln zusammen.

Die Auswirkungen der visuellen Unruhe sind mittlräumig, da im gesamten Windparkbereich für Rastvögel und Nahrungsgäste wahrnehmbar. Baubedingt treten diese Auswirkungen nur kurzfristig auf.

Die Auswirkungen visueller Unruhe auf Rastvögel und Nahrungsgäste sind als gering zu bewerten, denn insgesamt wird nur ein kleiner Teil des betrachteten Rastvogelbestandes betroffen sein. Dies gilt besonders vor dem Hintergrund, dass die Windenergieanlagen nicht gleichzeitig aufgestellt werden, sondern die Bautätigkeit immer nur jeweils in einem Teil des Gebietes stattfindet.

Insgesamt sind die Auswirkungen von visueller Unruhe auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste als gering zu bewerten.

Schalleintrag durch erhöhten Schiffsverkehr

Meistens treten Störungen durch Schall zusammen mit den visuellen Störungen auf. Im Gegensatz zur visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen aber eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Störquelle herum) von Rastvögeln und Nahrungsgästen wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Lärm durch Schiffsverkehr kann störende Rastvögel und Nahrungsgäste zwar vertreiben, jedoch ist diese Auswirkung räumlich wie zeitlich (nur während der Bauphase) sehr begrenzt. Schalleintrag durch erhöhten Schiffsverkehr wirkt sich deshalb auf den Rastvogelbestand gering aus.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Baustellenbeleuchtung

Die Beleuchtung der Baustelle kann störende Rastvögel und Nahrungsgäste wie Seetaucher oder Meeresenten abschrecken. Weniger störende Taxa wie z. B. Möwen werden möglicherweise von der Baustellenbeleuchtung angezogen (s. hierzu auch Kapitel: Baustellenbeleuchtung Zugvögel). Die Auswirkungen sind kleinräumig und kurzfristig (da auf die Bauphase beschränkt) und von geringer Intensität.

Insgesamt sind die Auswirkungen durch die Baustellenbeleuchtung auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste gering.

Flächen- und Raumverbrauch durch die Baustelle

Die Auswirkungen durch Beschneidung von Rast- und Nahrungshabitaten für Rastvögel und Nahrungsgäste sind kleinräumig, da nur an wenigen WEA gleichzeitig gearbeitet wird und kurzfristig, da sie auf die Dauer der Bauarbeiten beschränkt sind. Auf den Bestand der Rastvögel und Nahrungsgäste ist die Auswirkung von geringer Intensität.

Insgesamt sind demnach auch die Auswirkungen durch Flächen- und Raumverbrauch durch die Baustelle auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste gering.

Schalleintrag durch Bautätigkeit

Während nach HÜPPOP & KEMPF (1996) Vögel und Säugetiere recht unempfindlich auf Lärm reagieren, hat Lärm nach MACZEY & BOYE (1995) Wirkungen auf Tiere und stellt deshalb ein Naturschutzproblem dar. Hierbei kann Lärm auf unterschiedliche Tierpopulationen sehr unterschiedlich wirken. Neben der Art und Lautstärke des Lärmreizes sowie mit dem Lärm kombinierten oder gleichzeitig auftretenden anderen Signalen ist die innere Disposition der Tiere bestimmend für ihre Reaktion. Vorhandene, attraktive Ressourcen wie Nahrung, Brutraum oder Sozialpartner reduzieren die Bereitschaft zur Flucht vor dem Lärm. Darüber hinaus spielen auch Gewöhnungseffekte an die Lärmquelle eine Rolle.

Sofern nur wenige Anlagen gleichzeitig aufgestellt werden, reduziert sich das Gebiet, in dem nennenswerte Geräuschemissionen denkbar sind, insbesondere auch durch eine Überlagerung mit den meistens vorherrschenden Wind- und Wellengeräuschen auf einen Bereich von ca. 500 m um die Störquelle. Die Auswirkung ist kurzfristig, da sie zeitlich auf die Bauphase begrenzt bleibt. Ihre Intensität wird als gering eingeschätzt.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Störung oberflächennaher Sedimente bzw. Resuspension von Sediment

Durch Eingriffe in die Struktur des Meeresbodens im Bereich der Fundamente gehen durch Beeinträchtigungen der Benthos-Lebensgemeinschaft kleinräumig Nahrungsressourcen für bestimmte Rastvogelarten verloren. Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers während der Bauarbeiten ist eine Beeinträchtigung der Nahrungsgrundlage und des Nahrungserwerbs ebenfalls lokal gegeben. Davon sind v.a. fischfressende Arten (Seetaucher, Tölpel, Seeschwalben, Alke, etc.) betroffen. Ähnliche Effekte treten bei der Verlegung der Seekabel auf. Die Auswirkungen sind kleinräumig und überwiegend kurzfristig, da sich die betreffenden Nahrungsgrundlagen i. d. R. relativ

schnell wieder erholen. Die Auswirkungen auf den Bestand der Rastvögel und Nahrungsgäste sind gering.

Insgesamt sind die Auswirkungen durch Erstellung von Fundamenten oder Kabelverlegung auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste gering.

7.6.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Sicherheitszone - Nutzungsverbot, Befahrungsverbot, Befeuerung

Die Befeuerung der Sicherheitszone kann stöempfindliche Rastvögel und Nahrungsgäste wie See-taucher oder Meeresenten visuell abschrecken. Weniger stöempfindliche Taxa wie z.B. Möwen werden möglicherweise von der Beleuchtung angezogen (s. hierzu auch Kapitel: Baustellenbeleuchtung Zugvögel). Dies geschieht kleinräumig sowie dauerhaft, aber mit geringer Intensität.

Insgesamt sind daher geringe Auswirkungen durch die Befeuerung der Sicherheitszone auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Fischereifahrzeuge sowie anderer Schiffsverkehr dürfen die Sicherheitszone um das Pilotgebiet nicht nutzen oder passieren. Eine Störung durch solche Schiffe entfällt. Darüber hinaus ist eine Erhöhung der Fischbestände und damit eine Verbesserung des Nahrungsangebotes für Rastvögel und Nahrungsgäste denkbar. Diese Faktoren wirken sich mittlerräumig, dauerhaft, aber gering aus, da die positiven Auswirkungen nicht dem Gesamtbestand der Rastvögel und Nahrungsgäste in der östlichen Deutschen Bucht nennenswert zu Gute kommen.

Flächenversiegelung (Fundamente, Kolksschutz, WEA und Umspannwerk)

Die Flächenversiegelung und der Raumverbrauch sind kleinräumig aber dauerhaft. Sie wirken sich aufgrund der sehr kleinen bebauten Flächen nur gering belastend über eine Verringerung des Nahrungsangebotes aus.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Flächenversiegelung auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Einbringung von Hartsubstrat unter Wasser

Es treten keine negativen Auswirkungen auf. Hartsubstrat bietet neue Besiedlungsflächen für Muscheln. Dies kann sich positiv auf die Nahrungsversorgung von einzelnen Vogelarten auswirken, sofern sie diese neue Nahrungsquelle nutzen.

Die Entlastung ist lokal, dauerhaft, wirkt sich aber vermutlich kaum auf den Gesamtbestand der Rastvögel und Nahrungsgäste aus.

Turm als Hindernis im Luftraum

Bei Tag werden die Anlagen von Rastvögeln und Nahrungsgästen gut gesehen und umflogen. Auswirkungen sind daher nicht zu erwarten.

In den meisten Fällen sind Rastvögel und Nahrungsgäste auch nachts in der Lage, Hindernisse rechtzeitig zu erkennen und ihnen auszuweichen. Bei ungünstigen Witterungsverhältnissen (Sturm, Nebel) und in mondlosen Nächten, kann es jedoch in Einzelfällen durch Desorientierung zu Vogelschlag kommen. Die besonderen Umstände, die nachts zu Vogelschlag führen können, sind langfristig zu bewerten.

Die Anlagen verbleiben über viele Jahre im Gebiet und wirken sich als Hindernisse dauerhaft aus. Andererseits sind die Auswirkungen auf die einzelnen Anlagen beschränkt, wirken also kleinräumig. Veränderungen des Rastvogelbestandes werden wahrscheinlich nur geringfügig eintreten.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch den Turm als Hindernis im Luftraum auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Turbefeuern, -beleuchtung und -farbgebung

Die Befeuern und Beleuchtung der Anlagen stellt eine visuelle Beeinträchtigung für Rastvögel und Nahrungsgäste dar. Stöempfindliche Taxa (z.B. Seetaucher, Meeresenten) könnten abgeschreckt werden und die Bereiche um die Anlagen meiden. Diese Auswirkung ist lokal und wirkt über einen längeren Zeitraum. Veränderungen des Rastvogelbestandes werden vermutlich aber nur geringfügig eintreten. Darüber hinaus kann eine angemessene Anlagenbeleuchtung den Vogelschlag reduzieren.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Sichtbarkeit des Turmes im Luftraum

Die weithin sichtbaren Anlagen stellen möglicherweise für stöempfindliche Taxa (s.o.) eine Barriere dar. Seetaucher etwa könnten bei Flügen durch das Gebiet irritiert bzw. verscheucht werden und sind demzufolge bestrebt, den Anlagen auszuweichen bzw. sie großräumig zu umfliegen. Dies kann Energieverlust und Schwächung der Vitalität zur Folge haben. Die Störung der Rastvögel und Nahrungsgäste durch Sichtbarkeit der Anlagen im Luftraum wirkt sich großräumig und dauerhaft aus (Gewöhnungseffekte sind nicht immer gegeben, da z. B. die Winterrastgebiete mancher Arten von Jahr zu Jahr wechseln). Bei schiffsfolgenden Arten wie Heringsmöwe, Sturmmöwe oder Bassmöwe (vgl. GARTHE & HÜPPOP 1996) sind keine Auswirkungen zu erwarten. Sie halten sich auch in der Nähe von Ölplattformen und anderen Bauwerken auf. Die Sichtbarkeit kann zudem das Vogelschlagrisiko vermindern, da die Hindernisse frühzeitig erkannt werden können. Die Veränderung des Rastvogelbestandes ist von geringer Intensität.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Stehender Rotor als Hindernis im Luftraum

s. unter Auswirkungen durch den Turm als Hindernis im Luftraum

Rotorbeleuchtung und -farbgebung

s. unter Auswirkungen durch die Turmbeleuchtung und -farbgebung

Sichtbarkeit des stehenden Rotors im Luftraum

s. unter Auswirkungen durch Sichtbarkeit des Turmes im Luftraum

Tonnen und Seezeichen

Befeuerte Tonnen und Seezeichen können zu visueller Unruhe beitragen. Auch hier gilt es, zwischen störanfälligen und weniger empfindlichen Vogelarten zu unterscheiden (s.o.). Seezeichen werden gern von Seeschwalben und Möwen als Sitzwarten in Anspruch genommen. Eine Belastung durch Tonnen und Seezeichen ist lokal aber dauerhaft gegeben. Auf die Rastvogelbestände wirkt sie sich gering aus.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

7.6.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Rotordrehung - Hindernis im Luftraum

Es gelten hier die Ausführungen zum Turm als Hindernis im Luftraum. Auch beim drehenden Rotor sind die Auswirkungen als räumlich begrenzt aber dauerhaft einzustufen. Jedoch nimmt der drehende Rotor eine faktisch deutlich größere Fläche ein und ist außerdem durch die Bewegung in seinen Dimensionen von Rastvögeln und Nahrungsgästen schwieriger einzuschätzen. Das kann den nächtlichen Vogelschlag erhöhen. Entsprechend wird von einer mittleren Intensität der Auswirkungen auf den Rastvogelbestand ausgegangen.

In Bezug auf Struktur und Funktion der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste sind aber nur geringe Auswirkungen zu erwarten.

Veränderung des Windfeldes

Vögel, die in die turbulenten Nachlaufströmungen der WEA gelangen, können abstürzen und dabei verenden. Da wir aber bei dem Szenario „Störungen durch den Betrieb der Anlagen“ davon ausgehen, dass störungsempfindliche Arten die Nähe dieser meiden, werden diese Arten kaum durch Nachlaufströmungen betroffen sein. Von den eher störungsunempfindlichen Arten werden vermutlich in erster Linie geschwächte Tiere oder Jungvögel, die bei stärkeren Böen in die Nachlaufströ-

mungen gedrückt werden, Probleme bekommen. Daher sind die Auswirkungen insgesamt als eher gering zu bewerten.

Es sind geringe Auswirkungen durch Veränderung des Windfeldes auf die Struktur und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung auf das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Rotordrehung - Geräuschemission und Vibrationen in der Luft

Während nach HÜPPPOP & KEMPF (1996) Vögel und Säugetiere recht unempfindlich auf Lärm reagieren, hat Lärm nach MACZEY & BOYE (1995) Wirkungen auf Tiere und stellt deshalb ein Naturschutzproblem dar. Hierbei kann Lärm auf unterschiedliche Tierpopulationen sehr unterschiedlich wirken. Darüber hinaus spielen auch Gewöhnungseffekte an die Lärmquelle eine Rolle. Die Geräuschemissionen der Anlagen wirken insgesamt mittelfräufig auf Rastvögel und Nahrungsgäste. Trotz dauerhafter Lärmemission ist aber von geringen Auswirkungen auf die Rastvögel und Nahrungsgäste auszugehen. Optische Wirkungen überwiegen.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Vibrationen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Rotordrehung - visuelle Unruhe (Schattenwurf)

Durch den Schattenwurf des drehenden Rotors kann es bei störepfindlichen Rastvögeln und Nahrungsgästen zu Scheuchwirkungen kommen. Die entsprechenden Taxa (s.o.) werden vermutlich vertrieben bzw. meiden Teile des Pilotgebietes, so dass der nutzbare Raum für das Schutzgut verkleinert wird. Erste Daten zu direkten Reaktionen von Vögeln liegen von in der Ostsee errichteten Offshore-Windparks vor (GUILLEMETTE et al. 1999, NOER et al. 2000). Eine Studie an dem dänischen Offshore-Windpark „Tunø Knob“, der in der Ostsee und nahe der Küste liegt, kommt nach einer dreijährigen Untersuchungsdauer (s. GUILLEMETTE et al. 1999 und <http://www.windpower.dk>) zu dem Schluss, dass die Windenergieanlagen keinen signifikanten Einfluss auf die Zahl rastender bzw. nahrungssuchender Eiderenten haben. Ein Experiment mit ein- und ausgeschalteten Anlagen zeigte, dass drehende Rotoren keinerlei Auswirkungen auf die Zahl der Enten in diesem Gebiet haben. Das Ergebnis dieser beiden Experimente war, dass die Eiderenten erstens einen Sicherheitsabstand zu den Windenergieanlagen einhalten und sich zweitens von den drehenden Rotoren nicht von ihren Futterplätzen vertreiben lassen. Darüber hinaus zeigten die Tiere ein normales Landeverhalten ab 100 m Entfernung von den Anlagen (s. GUILLEMETTE et al. 1999 und <http://www.windpower.dk>). Die Autoren stellten fest, dass wahrscheinlich in erster Linie die Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen und deren Verteilung im Gebiet die Bestände und Verteilung der Eiderenten beeinflussen und vermutlich die Störwirkung der Windenergieanlagen überlagern. Auf der anderen Seite berichten TULP et al. (1999) von derselben Anlage, dass Landungen und Starts von Eiderenten in 100 m Abstand um die Turbinen signifikant seltener waren als im Abstand von 300 - 500 m. Die nächtliche Flugaktivität war sogar in einem Umkreis von 1500 m um die Anlage erniedrigt, sie hat eine deutliche Barrierewirkung für Flüge der Enten. Zu berücksichtigen ist, dass in dem beschriebenen Untersuchungsgebiet allerdings hauptsächlich Eiderenten und Trauerenten als Rastvögel auftraten, weswegen diese Studie nicht einfach auf die Verhältnisse in

der Nordsee zu übertragen ist. Als besonders stöempfindlich gelten die Seetaucher, für die sogar ein Meideabstand von bis zu 2.000 m um die Anlagen anzunehmen ist.

Zahlreiche konkrete Hinweise auf negative Effekte von Windkraftanlagen liegen bei rastenden Vögeln im Binnenland vor. Dies deuten bereits die Untersuchungen von BLEIJENBERG (1988), WINKELMAN (1989 u. 1990) und SCHREIBER (1993) an. Deutlich wurde aber auch in diesen Untersuchungen, dass Vögel in unterschiedlicher Weise auf die Windkraftanlagen reagieren.

Nach Auswertungen von BACH et al. (1999) waren beim Kiebitz ab 100 m für den Goldregenpfeifer und Großen Brachvogel ab etwa 250 m negative Auswirkungen nicht mehr festzustellen. Keine Hinweise auf Beeinträchtigungen ergaben sich bei Möwen. Auch WALTER & BRUX (1999) konnten keine negativen Auswirkungen ab einem 250-m-Radius beobachten. SCHREIBER (1999) konnte hingegen bei seinen Untersuchungen in einem 13.698 Hektar großen Gebiet in der Krummhörn Beeinträchtigungen von bis zu 400 m bei der Blässgans und bei der Lachmöwe bis 100 m aufzeigen. REICHENBACH (2002) stellte bei seiner Untersuchung bei Kiebitz, Wacholderdrossel, Star und Mäusebussard eine signifikante Meidung von Flächen im Nahbereich der Anlagen bis 100 m bzw. 500 m beim Kiebitz fest. Weitere Hinweise auf Verdrängungseffekte enthalten unter anderem die Arbeiten von BÖTTGER et al. (1990), PEDERSEN & POULSEN (1991), SCHREIBER (1993) und WINKELMAN (1989 u. 1990). Demgegenüber liegen auch aus vielen norddeutschen Gebieten Beobachtungen von als „empfindlich“ eingestuften Vogelarten aus unmittelbarer Nähe von Anlagen vor, wie z. B. Sing- und Zwergschwan, Bläss- und Saatgans, Kiebitz, Säbelschnäbler, Großem Brachvogel und Goldregenpfeifer sowie viele Greifvogelarten, Möwen und Staren (BÖTTGER et al. 1990, HANDKE et al. 1999, SCHERNER 1999, SINNING 1999, SINNING & GERJETS 1999, WALTER & BRUX 1999). So beobachteten HANDKE et al. (1999) bis zu 50 Goldregenpfeifer in 50 – 100 m um Windkraftanlagen, davon einige Vögel sogar bis in 5 m Entfernung zu den Anlagen. SCHERNER (1999) veröffentlichte Säbelschnäblerzahlen in für Niedersachsen landesweiter Bedeutung (nach BURDORF et al. 1997) in 125 m Entfernung zu Windkraftanlagen.

Aus vielen Untersuchungen wird deutlich, dass die Verteilung rastender Vögel nicht allein von Windkraftanlagen, sondern auch von einer Vielzahl anderer Faktoren wie Nahrungsangebot, Biotopstruktur, Störungen und Tradition bestimmt wird (z. B. BACH et al. 1999, HANDKE et al. 1999, SCHERNER 1999, SCHREIBER 1999). So wird das Verteilungsmuster von Möwen und Watvögeln nach Erfahrungen von K. HANDKE vom Angebot an gedüngtem oder frisch gemähtem Grünland, Überschwemmungsflächen oder umgebrochenen Ackerflächen wesentlich beeinflusst. Auch die Störungen durch landwirtschaftliche Nutzungen, Grabenräumung oder Naherholung können die Verteilung der Vögel beeinflussen. Noch komplizierter wird eine Beurteilung der Empfindlichkeit vieler Vogelarten, da Arten wie Goldregenpfeifer und Kiebitz tagsüber andere Flächen nutzen als Nachts (KETZENBERG & EXO 1997) und auch „Traditionsverhalten“ zeigen, in denen sie bestimmte Gebiete immer wieder aufsuchen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass es entsprechende Hinweise auf Verdrängungseffekte durch Windkraftanlagen an Land gibt, die allerdings weder in Bezug auf Standorte noch auf Arten zu verallgemeinern sind (BREUER 1993, 1996, BREUER & SÜDBECK 1999, WINKELBRANDT et al. 2000). Nach dem Vorsorgeprinzip muss jedoch auf der Basis bisher vorliegender Ergebnisse von Untersuchungen an Land zunächst von negativen Einflüssen durch WEA ausgegangen werden, solange keine eindeutigen gegenteiligen Ergebnisse vorliegen.

Obwohl Gewöhnungseffekte nicht auszuschließen sind, muss auch von dauerhaften Wirkungen ausgegangen werden. Da diese aber räumlich begrenzt sind, wird die Intensität der Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste als gering eingeschätzt.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Rotordrehung - visuelle Unruhe (Lichtreflexion und Drehbewegung)

Die sichtbare Drehbewegung des Rotors und die mit ihr verbundenen Lichtreflexionen können stöempfindliche Rastvogelarten im Gegensatz zum Schattenwurf über weitere Distanzen beunruhigen. Die entsprechenden Taxa (s.o.) werden vermutlich vertrieben bzw. meiden Teile des Pilotgebietes, so dass der nutzbare Raum für das Schutzgut verkleinert wird (s. vorherige Ausführungen). Obwohl Gewöhnungseffekte nicht auszuschließen sind, muss von dauerhaften Wirkungen ausgegangen werden. Die Intensität der Auswirkungen wird aber als gering eingeschätzt.

Insgesamt sind nur geringe Auswirkungen durch Drehbewegung und Lichtreflexion auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Wartungsarbeiten - Geräuschemission/Unruhe

Erhöhter Verkehr durch Wartungsfahrzeuge sowie Lärm bei der Wartung der Anlagen kann empfindliche Rastvögel und Nahrungsgäste verschrecken. Das Wartungsteam fährt voraussichtlich mit einem kleinen Motorboot zur Anlage und nimmt dort zügig eine wenig geräuschintensive Wartung vor. Entsprechend sind die Auswirkungen auf das Schutzgut im Regelfall kleinräumig und auf kurze Zeit beschränkt. Demzufolge ist die Intensität der Auswirkung als gering einzuschätzen.

Insgesamt sind geringe Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

7.6.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste sind in der Rückbauphase nahezu identisch mit jenen in der Bauphase. So sind etwa Geräuschemission und visuelle Unruhe beim Ab- und Aufbau der Anlagen vergleichbar, wobei während des Abbaus keine Rammtätigkeiten mehr stattfinden werden. Die Auswirkungen werden hier deshalb nicht noch einmal separat aufgeführt.

7.6.7 Zusammenschau der vorhabenbedingten Auswirkungen auf Rastvögel und Nahrungsgäste

Baubedingt

Störempfindliche Rastvogelarten wie Pracht- und Sterntaucher halten sich hauptsächlich von November bis Mai sowie Trauerenten von November bis Juni im Untersuchungsgebiet auf. Da der Baubetrieb aber von März bis September stattfindet, sind diese Arten während der Bauphase nur teilweise betroffen. Möwen, Basstölpel und Eissturmvögel, die das Gebiet im Sommer zur Nahrungssuche nutzen, lassen sich durch Baustellen wenig stören, wie Erfahrungen in Häfen, auf Ölbohrplattformen und an Leuchttürmen zeigen. Hinzu kommt, dass nicht an allen WEA gleichzeitig gebaut wird und die dadurch in Anspruch genommene Fläche nur relativ klein ist. Die Belastungen für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste sind insgesamt mittelmäßig, kurzfristig, weil auf die Dauer des Baus der Anlagen begrenzt, und von geringer Intensität. Entsprechend sind die baubedingten Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste als gering zu bewerten. Einen zusammenfassenden Überblick der baubedingten Auswirkungen gibt Tab. 58.

Tab. 58: Übersicht über die baubedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.

Baumaßnahme und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Handhabungsverluste – Müll- und Schadstoffeintrag	Verletzungs- und Vergiftungsrisiko	gr	k	g	G
Visuelle Unruhe durch erhöhten Schiffsverkehr und Baugeräte	Barriere-/Scheuchwirkung (v.a. für störempfindliche Vögel wie Seetaucher) und damit verbunden erhöhter Energiebedarf	m	k	g	G
Schalleintrag durch erhöhten Schiffsverkehr	Barriere-/Scheuchwirkung (v.a. für störempfindliche Vögel wie Seetaucher) und damit verbunden erhöhter Energiebedarf	k	k	g	G
Baustellenbeleuchtung	Anlockungs- bzw. Vertreibungseffekt (artspezifisch)	k	k	g	G
Flächen und Raumverbrauch durch die Baustelle	Verkleinerung des Rast- und Nahrungsgebietes	k	k	g	G
Schalleintrag durch Bautätigkeit	Barriere-/Scheuchwirkung (v.a. für störempfindliche Vögel wie Seetaucher) und damit verbunden erhöhter Energiebedarf	k	k	g	G
Störung oberflächennaher Sedimente bzw. Re-suspension von Sediment	Erschwerung der Nahrungssuche; indirekte Auswirkungen über Beeinträchtigungen der Nahrungsressource	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen:					
Ausdehnung: k = punktuell/kleinräumig, m = mittelmäßig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Anlagebedingt

Im Unterschied zur Bauphase treten mögliche Belastungen der Rastvögel und Nahrungsgäste anlagebedingt z.T. großräumiger und vor allem dauerhaft auf.

Die Prognosen bezüglich der beschriebenen Auswirkungen des OWP auf Rastvögel und Nahrungsgäste sind zu erheblichen Teilen spekulativ, da für die vorkommenden Arten keinerlei verhaltensbiologische Vorkenntnisse vorhanden sind sowie vergleichbare, in Dimensionen und Lage entsprechende Anlagen nicht existieren. Wahrscheinlich werden sich die Anlagen z. B. für Nahrungsgäste wie Schiffsfolger (in erster Linie Möwenarten) infolge des Befahrungsverbotes auch für Fischereifahrzeuge und die dadurch mögliche Reduzierung der Nahrungsressourcen (Discards) eher negativ auswirken, andererseits ist auch eine Erhöhung der Fischbestände denkbar, was eine Verbesserung des Nahrungsangebotes für andere Arten (z. B. die aktiv jagenden Alkenvögel) bedeuten würde. Inwieweit eine Gewöhnung/Habitation auch empfindlicher Wintergäste an die Anlagen eintreten wird, kann nicht abgeschätzt werden und ist nach Erstellung der Pilotphase zu klären. Wie mittlerweile an Landanlagen für bestimmte Arten beobachtet wurde, traten diese Effekte längerfristig aufgrund der immer gleichen Position auf, insbesondere wenn das Gebiet über adäquate Nahrungsressourcen für die jeweiligen Arten verfügt. Es gibt Beobachtungen, die dieses Gewöhnungspotential auch bei den als störempfindlich geltenden Seetauchern andeuten. So wurden Seetaucher auch im Windschatten von Leuchttürmen, an intensiv bebauten Seeufern (z. B. Bodensee) oder in Hafenbecken (z. B. Helgoland) beobachtet.

Aus Vorsorgegründen wird zusammenfassend von einem „worst case“-Szenario ausgegangen: dem Totalverlust des Pilotgebietes als Rast- und Nahrungsraum. Angesichts der festgestellten, eher niedrigen Rastvogeldichten und Bestände der meisten, das Gebiet nutzenden Arten (im überwiegenden Teil des Jahres beträgt die Gesamtzahl der das Gebiet gleichzeitig nutzenden Rastvögel und Nahrungsgäste <4.500 Individuen Bestand berechnet nach der höchsten mittleren Dichte – korrigiert mit dem höchsten Korrekturfaktor – im Untersuchungsraum) sind die Auswirkungen selbst im „worst case“ jedoch nur als gering anzusehen. Ob der „worst case“ wirklich eintritt, ist nicht vorherzusagen. Auch die Auswirkungen von Vogelschlag werden bei den nicht im Betrieb befindlichen Anlagen als gering eingeschätzt.

Insgesamt sind auch bei Eintreten des „worst case“ nur relativ geringe anlagebedingte Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten.

Einen zusammenfassenden Überblick der anlagebedingten Auswirkungen gibt Tab. 59.

Tab. 59: Übersicht über die anlagebedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.

Anlagenkomponente und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Sicherheitszone – Nutzungsverbot, Befahrungsverbot und Befahrung	Anlockungs- bzw. Vertreibungseffekt (artspezifisch), Verbesserung des Nahrungsangebotes und Verminderung von Störungen, Verringerung von Störungen	m	d	g	G
Flächenversiegelung (Fundamente, Kolkschutz, WEA und Umspannwerk)	Reduzierung der Nahrungsressourcen	k	d	g	G
Einbringung von Hartsubstrat unter Wasser	neue Nahrungsquellen für muschelfressende Enten	k	d	g	G
Turm als Hindernis im Luftraum	Vogelschlag (artspezifisches Risiko); Barrierewirkung	k	d	g	G
Turmbefahrung, -beleuchtung und -farbgebung	Anlockungs- bzw. Vertreibungseffekte (artspezifisch)	k	d	g	G
Sichtbarkeit des Turmes im Luftraum	Barriere-/Scheuchwirkung (v.a. für störepfindliche Vögel wie Seetaucher), Energieverlust, Schwächung der Vitalität	gr	d	g	G
Tonnen und Seezeichen	Visuelle Unruhe	k	d	g	G
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen:					
Ausdehnung: k = punktuell/kleinräumig, m = mittelräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Betriebsbedingt

Hier gilt ähnliches wie bei den anlagebedingten Auswirkungen. Jedoch stellt der drehende Rotor eine zusätzliche visuelle Störung dar. Er nimmt faktisch eine größere Fläche ein und kann durch die Drehbewegung und entstehende Lichtreflexionen von den Rastvögeln schlechter eingeschätzt werden. Die Anlagen mit den drehenden Rotoren und den damit verbundenen Lichtreflexionen sind von Rastvögeln und Nahrungsgästen über größere Distanzen wahrnehmbar und demzufolge sind die Auswirkungen als großräumig zu bewerten. Da sie mehrere Jahrzehnte bestehen bleiben, sind die belastenden Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste dauerhaft. Aus Vorsorgegründen wird zusammenfassend von einem „worst case“-Szenario ausgegangen: dem Totalverlust des Pilotgebietes als Rast- und Nahrungsraum. Angesichts der festgestellten, eher niedrigen Rastvogeldichten und Bestände der meisten, das Gebiet nutzenden Arten (im überwiegenden Teil des Jahres beträgt die Gesamtzahl der das Pilotgebiet gleichzeitig nutzenden Rastvögel und Nahrungsgäste < 4500 Individuen – Bestand berechnet nach der höchsten mittleren Dichte – korrigiert mit dem höchsten Korrekturfaktor – im Untersuchungsraum) sind die Auswirkungen selbst im „worst case“ jedoch nur als gering anzusehen. Ob der „worst case“ wirklich eintritt, ist nicht vorherzusagen. Arten wie die Möwen werden vermutlich keine oder nur geringe Reaktionen zeigen. Möglicherweise erfolgt bei einigen Arten auch eine gewisse Habituation (dies muss das betriebsbedingte Monitoring zeigen). In Bezug auf den Vogelschlag wird betriebsbedingt von einer mittleren Intensität der Auswirkung für Rastvögel und Nahrungsgäste ausgegangen.

Insgesamt sind aber nur geringe betriebsbedingte Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste zu erwarten. Einen zusammenfassenden Überblick der betriebsbedingten Auswirkungen gibt Tab. 60.

Tab. 60: Übersicht über die betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Rastvögel- und Nahrungsgäste.

Betriebskomponente und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Rotordrehung / Hindernis im Luftraum	Erhöhung des Vogelschlages	k	d	m	G
Veränderungen des Windfeldes	Erhöhung des Vogelschlages	k	d	g	G
Rotordrehung - Geräuschemission und Vibration in der Luft	Verstärkte Barrierewirkung, Verkleinerung des nutzbaren Raumes aufgrund von Meidung	m	d	g	G
Rotordrehung - visuelle Unruhe (Schattenwurf)	Verstärkte Barrierewirkung; empfindliche Vögel (z.B. Seetaucher) meiden das Gebiet, dadurch Verkleinerung des nutzbaren Raumes	k	d	g	G
Rotordrehung - visuelle Unruhe (Lichtreflexion und Drehbewegung)	Verstärkte Barrierewirkung; empfindliche Vögel (z.B. Seetaucher) meiden das Gebiet, dadurch Verkleinerung des nutzbaren Raumes	gr	d	g	G
Geräuschemission/Unruhe durch Wartungsarbeiten	Verstärkte Scheuchwirkung; empfindliche Vögel (z.B. Seetaucher) meiden das Gebiet, dadurch Verkleinerung des nutzbaren Raumes	k	k	g	G
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen: Ausdehnung: k = punktuell/kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Rückbaubedingt

Die rückbaubedingten negativen Auswirkungen sind wie die baubedingten Auswirkungen zu bewerten. Die Auswirkungen auf die Rastvögel und Nahrungsgäste sind insgesamt mittlräumig und kurzfristig (da auf die Dauer des Rückbaus beschränkt) bei geringer Intensität und rufen insgesamt in Bezug auf Rastvögel und Nahrungsgäste ein geringes Maß an Struktur- und Funktionsveränderungen hervor.

Bau, Anlage, Betrieb und Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Rastvögel und Nahrungsgäste im Pilotgebiet. U.U. können sich einzelne Auswirkungen auch positiv auf das Schutzgut auswirken. Insgesamt werden die Struktur- und Funktionsveränderungen durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Rastvögel und Nahrungsgäste als **gering** bewertet.

7.7 Schutzgut Avifauna – Zugvögel

7.7.1 Nullvariante

Ohne die Durchführung des Vorhabens ist eine grundlegende Änderung des Vogelzuges im Baugebiet der Pilotphase nicht zu erwarten. Das Zuggeschehen wird sich auch bei mittelfristiger Betrachtung, von jahrweisen Schwankungen abgesehen, kaum ändern, da sich die Faktoren, die als Vorbelastung zu werten sind (z. B. Verlust von Brut- und Nahrungsflächen durch Landschaftszersiedlung und Industrialisierung; Bejagung von Vogelarten, wie die von Singvögeln im Mittelmeerraum), nicht ändern werden.

7.7.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Der Kenntnisstand hinsichtlich der Auswirkungen von Offshore-WEA auf Zugvögel ist insgesamt als gering zu betrachten. Der Einfluss von Windenergieanlagen auf die Vogelwelt im Offshore-Bereich ist bisher so gut wie nicht untersucht worden und somit sind letztlich alle Aussagen zu Auswirkungen mehr oder minder Ableitungen aus Untersuchungen von WEA an Land oder anderen vergleichbaren Hindernissen auf See, im Küstenraum und an Land. Da auch die bei Windstille stehenden Anlagen ein Hindernis darstellen, können Vergleiche mit Untersuchungen an Masten, Türmen oder ähnlichen Strukturen wenigstens einen kleinen Eindruck über mögliche Ereignisse liefern. Trotzdem sind alle Abschätzungen der Auswirkungen zurzeit mit einem großen Unsicherheitsfaktor behaftet, der sich durch zukünftige Untersuchung insbesondere im Rahmen des erforderlichen Monitorings und den daraus gewonnenen Erkenntnissen sowohl positiv als auch negativ verändern kann.

7.7.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Geräuschemissionen und visuelle Unruhe

Baubedingte Auswirkungen auf den Vogelzug werden vor allem auf die Anwesenheit der Schiffe und Geräte zurückzuführen sein (Barrierewirkung) und nur zu einem sehr geringen Anteil auf die Lärmemission.

Während nach HÜPPOP & KEMPF (1996) Vögel und Säugetiere recht unempfindlich auf Lärm reagieren, hat Lärm nach MACZEY & BOYE (1995) Wirkungen auf Tiere und stellt deshalb ein Naturschutzproblem dar. Hierbei kann Lärm auf unterschiedliche Tierpopulationen sehr unterschiedlich wirken. Darüber hinaus spielen auch Gewöhnungseffekte an die Lärmquelle eine Rolle. Sofern nur wenige Anlagen gleichzeitig aufgestellt werden, reduziert sich das Gebiet, in dem nennenswerte Geräuschemissionen denkbar sind, insbesondere auch durch eine Überlagerung mit den meistens vorherrschenden Wind- und Wellengeräuschen auf einen Bereich von vermutlich ca. 500 m um die Störquelle. Es sind kleinere Ausweichbewegungen vor allem durch die visuelle Unruhe beim Zug in Höhen bis maximal 500 m zu erwarten.

Es wird zwar nur an wenigen WEA gleichzeitig gearbeitet, aber die Baugeräte und Fahrzeuge sind im gesamten Windparkbereich sichtbar. Entsprechend handelt es sich um mittlräumige Auswirkungen. Die Auswirkungen der Bauphase sind, da der Baubetrieb voraussichtlich nur von März bis September dauert, auf den Frühjahrszug und den Beginn des Herbstzuges eines Jahres beschränkt und damit kurzfristig. Der Energiemehraufwand zum Umfliegen der Baustellen ist für die beobachteten Zugvögel gering. Die Intensität der Auswirkung wird deshalb als gering beurteilt. Insgesamt wird das Pilotgebiet zuzüglich einer 500 m Zone in seiner Struktur und Funktion als Luftraum für den Vogelzug gering verändert.

Baustellenbeleuchtung

Die Beleuchtung der Baustelle kann bei ziehenden Vögeln einerseits zu Ausweichbewegungen führen, andererseits fliegen Vögel vor allem nachts bei schlechter Sicht und Nebel gezielt beleuchtete Objekte an, wobei es zu Kollisionsverlusten kommen kann. Bekannt ist dies vor allem von Singvögeln, die nach den Ergebnissen der Untersuchungen am Standort Sandbank 24 die Mehrzahl der ziehenden Vögel ausmacht.

Vogelschlagereignisse an Leuchttürmen als Folge von Blend-/Anlockungseffekte sind schon seit Jahrzehnten bekannt. Insbesondere während Nebelsituationen oder/und mondlosen Nächten scheinen so genannte „Lichtglocken“, die sich bei diesiger oder nebliger Witterung über Siedlungen oder beleuchteten Anlagen bilden, einen Anziehungseffekt auf Zugvögel zu haben. DROST (1960) schreibt, dass es am Leuchtturm von Helgoland durch den Blend- und Anlockeffekt des Leuchtfeuers bei schlechter Sicht zum Umkreisen des Leuchtturms durch Vögel kommen kann.

Maßnahmen, die solchen Ereignissen vorbeugen könnten, werden unter anderem von ERDMANN (1994) diskutiert (allerdings mehr in Bezug auf die Luftfahrt) und auch von MÜLLER (1981) genannt. Letzterer beschreibt, dass nach dem Abschalten der Decksbeleuchtung auf der Forschungsplattform „Nordsee“ die Kollisionen rapide nachließen und empfiehlt, dass in stärkeren Zugnächten die Lampen soweit abgeschaltet werden sollten, wie dies den Sicherheitsbedingungen der schiffahrtsmäßig betriebenen Plattform entspricht.

Nach ERDMANN (1994) sind Aussagen über die Auswirkungen des Lichtes auf Vögel insgesamt sehr gegensätzlich. Um Vögel direkt durch Lichteinwirkung zu vergrämen, sind Lichtquellen sehr hoher Leistung bzw. Lichtintensität erforderlich. Ein Vergrämungseffekt lässt sich unter diesen Gegebenheiten mit der durch die Blendwirkung einhergehenden Einschränkung der Rundumsicht erklären. Allerdings sind die Reaktionszeiten der Vögel auf starke, gering entfernte Lichtquellen scheinbar nicht sehr hoch (ca. 1 - 2 s). Berichte über Leuchtturm-Anflüge sprechen andererseits für eine Desorientierung der Vögel bei starkem Licht. Außerdem erhöht sich in der Nähe von stärker beleuchteten Objekten die Dichte ziehender Vögel auf das Mehrfache, während sich deren mittlere Flughöhe verringert (VITKAUSKAS et al. 1987, zitiert in ERDMANN 1994).

Die Beleuchtung der Baustellen wirkt sich mittlräumig und kurzfristig aus. Der Energiemehraufwand zum Umfliegen der beleuchteten Baustellen ist für die beobachteten Zugvögel gering. Vom Vogelschlag sind wahrscheinlich nur Einzeltiere betroffen. Die Intensität der Auswirkung ist daher gering.

Insgesamt wird das Pilotgebiet in seiner Struktur und Funktion als Luftraum für den Vogelzug gering verändert.

7.7.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Hindernis im Luftraum

Durch die Errichtung des Turmes mit Gondel und Rotor entsteht ein Vogelschlagrisiko, welches auch in Bezug auf WEA an Land häufig kontrovers diskutiert wird, gerade weil detaillierte quantitativ orientierte Langzeitstudien fehlen. Insgesamt gesehen scheint aber dieses Problem bei Anlagen im Binnenland als eher gering eingeschätzt zu werden (BÖTTGER et al. 1990, SCHERNER 1999). Ausnahmen scheinen spezielle lokale Situationen zu sein, in denen zum Beispiel weniger gut manövrierfähige Großvögel oder Thermiksegler betroffen sind.

Nach EXO et al. (2002) wurden in der überwiegenden Zahl der Studien zu WEA Kollisionsraten zwischen 0 und 40 Vögeln pro WEA und Jahr ermittelt. WINKELMAN (1992a) schätzt die tägliche Kollisionsrate für zwei küstennahe Windparks in den Niederlanden auf 0,04 (Urk, Herbst) bzw. 0,09 (Oosterbierum, Frühjahr) Vögel pro WEA. Dies entspricht 14,6 bzw. 32,9 Vögel/WEA/Jahr.

Höhere Vogelverluste verursachen scheinbar exponiert stehende Masten und Türme im Küstenbereich. An einem Sendemast an der LORAN-Station bei Puan-Klent auf Sylt wurden mehrjährige Vogelschlag-Untersuchungen durchgeführt. Der dortige Mast ist 196 m hoch und in sechs Ebenen mit insgesamt 48 1,5 cm starken Drahtseilen abgespannt. Folglich ist dort, im Vergleich zu den hier betrachteten WEA, die keine Abspanneinrichtungen haben, ein Mehrfaches des Luftraumes durch die Verdrahtung betroffen. KELM (1978) stellte bei Totfunduntersuchungen an diesem Sendemast im Herbst 1976 insgesamt 1.151 Individuen aus 42 Arten fest. Am gleichen Sendemast ergaben Untersuchungen von 1989 bis 1992 (LAMMEN & HARTWIG 1995) wesentlich geringere Gesamtzahlen (52 bis 287 Totfunde pro Jahr). Die Artenspektren waren recht ähnlich, auch wenn die Möwen in der späteren Untersuchung stärker betroffen waren. Auch der Anteil der Ringeltauben (10,8 %) war hier deutlich höher, während die Drosseln im Vergleich zu den Untersuchungen von KELM (1978) eine geringere Dominanz aufwiesen.

Vogelschlagereignisse auf See konnte MÜLLER (1981) an der Forschungsplattform „Nordsee“ (FPN) (75 km NW Helgoland) beobachten. Er konnte in einer starken Zugnacht etwa 40.000 Zugvögel ver hören und beobachten. Er schließt aus methodischen Gründen auf eine Gesamtmenge von etwa 120.000 Vögeln. In der gleichen Nacht konnte er an Bord der Plattform 248 Anflugopfer feststellen. Da jedoch der überwiegende Teil der Kollisionsopfer ins Meer stürzte, rechnet er mit einer Gesamtmenge von ca. 2.500 Vogelschlagopfern. MÜLLER (1981) gibt für die Zughöhe der beobachteten Vögel über See ca. 5 - 20 m und nach dem Passieren der Plattform ca. 20 - 50 m an. Sowohl der hohe Anteil der Singdrossel am Zugaufkommen als auch die Beobachtung über die Zughöhe sind somit auf jeden Fall Indizien für das hohe Kollisionsrisiko dieser Art mit jeglichen Hindernissen.

Weitere Angaben über Vogelschlagereignisse an der Forschungsplattform „Nordsee“ (MÜLLER 1981) belegen, dass es in unregelmäßigen Abständen immer wieder zu solchen Anflugphänomenen mit hohen Zahlen von Vogelschlagopfern kommen kann. So registrierten andere Beobachter im Herbst 1976, Frühjahr 1977 und Folgejahren keine spektakulären Ereignisse, während Besat-

zungsmmitglieder der FPN auf Befragen erklärten, dass schon in früheren Jahren im Herbst größere Mengen Vögel morgens an Deck gelegen hätten (MÜLLER 1981).

Solche bedeutenden Ereignisse werden zum Beispiel auch aus den USA gemeldet, wo die Zeitung "The Wichita Eagle", vom 9 Juni 1998, schreibt: „...a combination of fog, snow, and radio transmission towers near Syracuse, Kansas, was responsible for one of the State's largest bird kills, when 5,000-10,000 longspurs crashed into guy wires around the towers as they milled about the clearance lights on 22 January 1998.“

Grundsätzlich sind in den oben genannten Untersuchungen sowohl saisonale Unterschiede als auch - aber viel extremer - Einzelereignisse ausschlaggebend für die Anzahl an Vogelschlagopfern und somit für das Risiko des Vogelschlages. Die Saisonalität der Ereignisse wird in erster Linie durch die unterschiedliche Menge an ziehenden Vögeln verursacht. Für die extremen Einzelereignisse sind dagegen die Tagesrhythmik des Zuges (Tages-/Nachtwechsel), die Zughöhe und das jeweilige Wetter verantwortlich. In den beiden oben genannten Untersuchungen wurden hauptsächlich Nachtzieher in höherer Anzahl gefunden und für die Hauptereignisse wurden mondlose, stark bewölkte und regnerische Nächte - z. T. auch mit Wind- oder Nebelsituationen - angegeben.

Wie auch KARLSSON (1977) feststellt, sind weit überwiegend nachts ziehende Arten betroffen. Alle Autoren sowie ANONYMUS (1978) weisen auf den steigernden Einfluss ungünstiger Witterung (Nebel, Regen, starker Wind) auf die Anflughäufigkeit hin. Mit zunehmender Höhe der Türme bzw. Masten steigt das Risiko des Vogelschlages (KARLSSON 1977). Beispiele hoher Vogelverluste in kurzen Zeiträumen nennt auch SCHÜZ (1971).

Neben den oben zitierten Untersuchungen an verschiedenen Anlagen an Land oder im Küstenbereich wurden Hochrechnungen von Vogelschlagopfern z. B. auch nach Untersuchungen in Bereichen von Hochspannungsleitungen mit Leitlinienzug vorgenommen. Diese ergaben z. B. an der Elbe nordwestlich Hamburgs Abschätzungen von mindestens 390 Opfern pro km Leitungsabschnitt und Jahr (HOERSCHELMANN et al. 1988) oder in den Niederlanden 700 Opfer pro km und Jahr (HEIJNIS 1980). Allerdings sind diese Hindernisse horizontal angeordnet, schwer sichtbar und daher kaum vergleichbar mit WEA. Außerdem ist dieser Leitlinienzug mit einer relativen Konzentrierung von Zugwegen nicht vergleichbar mit dem als Breitfrontenzug zu klassifizierenden Zugmuster in der Deutschen Bucht.

Anhaltspunkte für eine Einschätzung des Vogelschlagrisikos können in Zusammenhang mit intensiven längerfristigen Vogelzugstudien umfangreiche Auswertungen der Wetterereignisse in der Deutschen Bucht ergeben. So wertete NAGEL (1969) die vom Deutschen Wetterdienst zwischen 1950 und 1959 durchgeführten regelmäßigen, dreistündlichen Schätzungen der Sichtweite und der Wolkenbedeckung aus. Hierbei ergab sich für die Nordsee, dass von den vorgenommenen 194.512 Beobachtungen etwa 8 % als Dunst oder Nebel mit einer Sichtweite unter 4 km klassifiziert wurden. Sichtweiten um 1 km dürften für Vögel bei Nacht normalerweise noch ausreichen, um Hindernisse relativ rechtzeitig zu erkennen. Geht man einmal davon aus, dass vielleicht im Durchschnitt an 2 % der Tage im Jahr noch schlechtere Sichtweiten herrschen, was auf das Jahr berechnet ca. 8 Tage ausmacht, und dass davon vielleicht einer dieser Tage mit dem Hauptzuggeschehen zusammen fiel, wäre nur dann die Wahrscheinlichkeit hoch - allerdings in Abhängigkeit von der Anlockwirkung durch die Beleuchtung der WEA - ähnlich hohe Vogelschlagopferzahlen wie die von MÜLLER (1981) registrierten zu erhalten.

Diese Beispielrechnung kann und soll nur zeigen, wie schwierig es ist, aus der vorhandenen Datelage Regelmäßigkeiten abzuleiten. Während es Perioden geben kann, in denen die Koinzidenz von Schlechtwetterlagen und Hauptzuggeschehen nicht gegeben ist, wird es Jahre geben, wo mehrfach solche Ereignisse zusammentreffen könnten.

Inwieweit sich dann diese Verluste allerdings auf die Populationen der entsprechenden Arten auswirken, wird auch noch sehr kontrovers diskutiert. In Bezug auf die Auswirkungen von Ölplattformen in der Nordsee auf den Vogelzug vertreten Autoren wie MERRIE (1979) z.B. die Auffassung, dass andere Gründe für die Sterblichkeit (z.B. Erschöpfung auf dem Zug durch überraschende Wetterverschlechterung und Hungertod) eine viel höhere Bedeutung haben.

Inwieweit es möglich ist, die Ergebnisse an Masten, Türmen oder Ölplattformen auf OWPs zu übertragen, muss sehr kritisch gesehen werden. Hier ist erst durch das Monitoring eine erhöhte Sicherheit in der Prognose zu erwarten.

Die Gefährdung der im Bereich des OWP auftretenden Vögel durch Vogelschlag lässt sich eingrenzen:

Nicht betroffen sind alle Vögel, die in Höhen über ca. 200 m ziehen. Aus Vorsorgegründen wurde die Klassengrenze nicht bei 130 m (mögliche max. Höhe der geplanten WEA) sondern bei 200 m gesetzt. In der vorliegenden Untersuchung wurde für den Heimzug 2002 gezeigt, dass tagsüber 53,6 % und nachts 69,1 % der Vögel, als Signale (Vertikalradar) gemessen, in Höhen über 200 m ziehen. Im Herbst (Wegzuggeschehen) zogen tagsüber 51,2 % und nachts 66,9 % in Höhen über 200 m.

Kaum betroffen sein werden bei Tag oder in der Dämmerung durchziehende Vögel, da diese die Hindernisse erkennen können und ausweichen. Am OWP Utgrunden im Kalmarsund (Schweden) wurde beobachtet, dass ziehende Eiderenten dem anthropogenen Hindernis ausweichen und die WEA weiträumig umfliegen (Barrierewirkung). 99,5 % der dort beobachteten Eiderenten hielten beim Passieren des Seegebietes einen Abstand von >200 m (horizontal) bzw. >50 m (vertikal) gegenüber den WEA ein. Das Ausmaß der Ausweichbewegungen lag innerhalb der natürlichen, windbedingten Variabilität der Zugroute von Eiderenten im Kalmarsund von ± 5 km (PETTERSSON 2002). Aber auch bei Nacht und fehlender bzw. sehr lückiger Wolkendecke sind die Anlagen bei Annäherung noch zu erkennen. Die Untersuchungen von MARTIN (1990) zeigen, dass Sternenlicht für vermutlich die meisten Arten ausreicht, um sich zu orientieren, auch wenn die Auflösung von Details darunter leidet. „The sky, and therefore the horizon will always be visible except on moonless nights with overcast“ (MARTIN 1990). Gegen diesen Horizont werden sich bei Nacht auch die Anlagen deutlich abzeichnen.

Ein erhöhtes Vogelschlagrisiko ist vor allem bei plötzlich einsetzendem Nebel oder Regen bzw. sehr starken oder böigen Winden gegeben, wenn die Vögel in geringer Höhe fliegen müssen und das Hindernis nicht mehr wahrnehmen können. Hauptsächlich sind daher in der Regel nachts ziehende Singvögel (vor allem Drosselvögel) vom Vogelschlag an anthropogenen Vertikalstrukturen betroffen. Auf der anderen Seite wurde aber auch beobachtet, dass die Vögel häufig Nebelschichten überfliegen und lokalen Regengebieten ausweichen.

Angaben über das Ausmaß des Vogelschlages bei bestehenden, vergleichbaren Offshore-Anlagen liegen nicht vor. Sie ist auch kaum trennbar von den Auswirkungen in Betrieb befindlicher Anlagen, da die Anlagen nach ihrer Errichtung in der Regel schnell in Betrieb genommen werden.

Die Auswirkungen sind auf die Anlagen beschränkt: Sie treten während der gesamten Betriebszeit auf und sind lokal und dauerhaft. Die Intensität der Auswirkungen wird insgesamt als gering bewertet, da die Anzahl der Vogelschlagopfer an nicht in Betrieb befindlichen Anlagen als gering eingeschätzt wird.

Insgesamt sind die Auswirkungen des Vogelschlages auf die Strukturen und Funktionen des Pilotgebietes und der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Zugvögel als gering zu bewerten.

Sichtbarkeit im Luftraum und Kennzeichnung mit Beleuchtung und Farbgebung

Barrierewirkung:

Die Sichtbarkeit des Umspannwerkes, der Türme und der Rotoren sind tagsüber vor allem durch die Farbgebung und nachts durch die Befeuerung gegeben. Die Sichtbarkeit kann das Vogelschlagrisiko vermindern, indem die Vögel die Hindernisse frühzeitig erkennen und sie umfliegen. Diese Ausweichreaktionen werden im Folgenden als Barrierewirkung zusammengefasst. Zur Barrierewirkung liegen Beobachtungen von Windparks an Land vor (z. B. BRAUNEIS 1999, BERGEN 2001, WINDEN et al. 1999, MÖLLER & POULSEN 1984, KARLSSON 1988, KOOP 1999, PEDERSEN & POULSEN 1991). Es konnten mehrere grundsätzlich verschiedene Verhaltensmuster bei sich nähernden Vögeln bzw. Vogelschwärmen beobachtet werden. Grundsätzlich kann nach WINKELMAN (1992b, 1992c) dabei zwischen lang vorausschauenden, ruhigen Reaktionen und panikartigen Reaktionen unterschieden werden. Sehr häufig trat bei seinen Untersuchungen eine Änderung der Flugrichtung auf, wobei entweder einzelne Anlagen oder der ganze Windpark umflogen wurden. Ebenso konnten Höhenänderungen beobachtet werden. Die großen Abstände zwischen den geplanten Anlagen (ca. 1000 m) lassen vermuten, dass ein Großteil der ankommenden Vögel mit kleinen Richtungsänderungen zwischen den Anlagen hindurchfliegen wird. Alle bisherigen Angaben stammen aus Windparks mit viel kleiner dimensionierten Anlagen und sehr viel kleineren Abständen zwischen den Anlagen. Vor allem aus den Nachtstunden liegen bisher zu wenige Beobachtungen vor, um die bisher gemachten Beobachtungen auch quantitativ übertragen zu können. Reaktionen auf WEA erfolgen bei Annäherung tagsüber früher als nachts. Bei Flughöhen über 500 m ist von keiner Auswirkung auszugehen.

Über das Ausmaß der Barrierewirkung bzw. die Frage, was ein Umweg von z. B. 10-15 km für die Fitness der Vögel bedeutet, kann aus einem Vergleich mit dem Gesamtzugweg geschlossen werden. DIERSCHKE et al. (2000) stellen in Bezug auf die Querung der Nordsee im Verlauf des Zuges fest: „Im Vergleich zu anderen Barrieren im Zugsystem von Singvögeln, wie etwa der Sahara, ist die zu meisternde Entfernung mit maximal wenigen hundert Kilometern relativ gering.“ Trotzdem stellt die Überwindung auch der Nordsee für einen Teil der Population ein Problem dar, Verluste vor allem bei schwachen Individuen sind zu erwarten. Der erforderliche energetische Mehraufwand für die Ausweichbewegungen könnte möglicherweise dazu führen, dass in dieser Gruppe die Sterblichkeit geringfügig ansteigt. Dass Entfernungen von einigen hundert Kilometern über See generell für Zugvögel keine Barrieren darstellen, zeigt z. B., dass Singvögel das Mittelmeer in breiter Front überqueren und keine Zugkonzentrationen am Bosphorus, bei Gibraltar oder bei Sizilien auftreten.

Im Herbst verlassen viele kleine Singvögel in Südwestrichtung ihre Brutgebiete in Nordeuropa und überqueren bei Cape Saint Vincent in Portugal den Atlantik Richtung Afrika. Sie fliegen also eine weite Strecke über das Meer nach Afrika, obwohl sich nur 400 km entfernt die Meerenge von Gibraltar befindet (LÖVEI 1989).

Die Auswirkungen der Barrierewirkung treten großräumig und dauerhaft auf. Die Intensität wird aufgrund der geringen Anzahl betroffener Vögel und der im Vergleich zum Gesamtzugweg kurzen Umwege ebenso wie die Auswirkungen auf die Strukturen und Funktionen der östlichen Deutschen Bucht in ihrer Eignung für das Schutzgut Zugvögel als gering eingeschätzt.

Anlockung und Erhöhung des Vogelschlages:

Bei Schlechtwetterereignissen wie Nebel und Regen versuchen über das Meer ziehende Vögel, ihren Zug abubrechen und Ruheplätze aufzusuchen. Auf der Suche nach Landeplätzen werden sie von Bauwerken und Lichtquellen angezogen. Bei stark strahlenden Lampen kann es zu Orientierungsverlusten kommen, so dass Vögel im Strahlungsbereich der Lampen solange erregt herumflattern, bis sie erschöpft ins Meer fallen und sterben. Dieses Phänomen wurde wiederholt z.B. an Leuchttürmen festgestellt (siehe auch Baustellenbeleuchtung), deren Lichtintensität aber nicht mit der Befeuerung der Offshore-WEA verglichen werden kann. Die Auswirkungen sind mittelmäßig und dauerhaft, die Intensität wird ebenso wie die Auswirkungen insgesamt auf die Struktur und Funktion des Raumes für Zugvögel als gering eingeschätzt.

7.7.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Auswirkungen der sich drehenden Rotoren

Kollisionsgefahr/Vogelschlag:

Das Kollisionsrisiko, das die stillstehenden Anlagen (s. anlagebedingte Auswirkungen) hervorrufen, wird durch drehende Rotoren verstärkt. Angaben über das Ausmaß des Vogelschlages bei Offshore-Anlagen in der geplanten Größenordnung liegen nicht vor. WINKELMAN (1992a) schätzt die tägliche Kollisionsrate für zwei küstennahe Windparks in den Niederlanden auf 0,04 (Urk, Herbst) bzw. 0,09 (Oosterbierum, Frühjahr) Vögel pro WEA. Dies entspricht 14,6 bzw. 32,9 Vögel/WEA/Jahr.

In einem Windpark mit neun 300 kW Anlagen auf einer Mole in Blyth Harbour in Nord-Ost-England, mit einem Bestand zwischen 400 und 1200 Eiderenten in der Umgebung, wurden während des Baus und Betriebes insgesamt 12 Kollisionsopfer bei der Eiderente festgestellt (STILL et al. 1996). Der Vogelschlag insgesamt (in Frage kommen am dortigen Standort vor allem Wasservögel) betrug annähernd 1 Vogel/Monat im gesamten Windpark über die 2,5 Untersuchungsjahre, das sind etwas über ein Vogel pro Jahr und Anlage.

Einerseits sind die Rotoren der geplanten Anlagen sehr viel größer als bei den Anlagen, die WINKELMAN (1992a) bzw. STILL et al. (1996) untersuchten, andererseits war die Drehgeschwindigkeit der Anlagen zu Beginn der 90er Jahre um ein Vielfaches höher als bei den hier geplanten. Eine Hochrechnung und Übertragung der Verluste aus Literaturangaben auf den geplanten Offshore-Windenergiepark ist deshalb nicht möglich.

Die Gefährdung der im Bereich des Windparks auftretenden Vögel durch Vogelschlag im Bereich der sich drehenden Rotoren lässt sich eingrenzen:

Einfluss der Flughöhe und Tageszeit: Weniger betroffen sind alle Vögel, die hauptsächlich den Luftraum bis etwa 20 m bzw. über 200 m nutzen, d. h. die nicht im Bereich der Rotoren liegenden Luftschichten. Nach den durchgeführten Sichtbeobachtungen vollzogen sich für den gesamten Bearbeitungszeitraum rund 89,3 % aller Flugbewegungen im Bereich bis zu 20 m Höhe. Zu den Artengruppen, die bevorzugt im Höhenbereich bis 20 m fliegen, zählen z. B. die im Gebiet rastenden, nahrungssuchenden bzw. ziehenden Seetaucher, Seevögel, Seeschwalben oder Möwen. Auch einige andere Zugvogelarten (z. B. Kleinvögel) ziehen niedrig über die Nordsee. Die Radaruntersuchungen, bei denen eine weitere Differenzierung der Luftschicht unterhalb von 40 m wegen der Schiffsschwankungen und Wellereflexionen nicht möglich ist, haben gezeigt, dass der Anteil des Zuges in den im Bereich der Rotoren liegenden Luftschichten in Höhen von 41-200 m im Frühjahr ca. 24,1 % des Tagzuges und ca. 23,4 % des Nachtzuges umfasst. Die entsprechenden Daten für den Herbstzug betragen ca. 38,0 % des Tagzuges und ca. 23,8 % des Nachtzuges. Für den gesamten Untersuchungszeitraum ergibt sich, dass insgesamt 27,1 % der Signale (Tag und Nacht, $n = 32.157,4$) im Bereich von 41-200 m Höhe liegen. Betrachtet man nur die Nachtzeit als besonders kritisch, so ergibt sich nach den Radaruntersuchungen, dass 22,4 % der nachts ziehenden ($n = 18.005,4$) sowie 12,5 % aller erfassten Vögel (Tag und Nacht, $n = 32.157,4$) stärker vogelschlaggefährdet sind. Gering betroffen sind alle bei Tag oder in der Dämmerung auf Rotorhöhe ziehenden Vögel, da diese die Gefahr erkennen und ausweichen können. Eine Gefährdung der Tagzieher ist vor allem bei einsetzendem Nebel bzw. sehr starken Winden gegeben, die Zugvögel aber in der Regel meiden. Bei Nacht sind die im Bereich zwischen ca. 20 m und maximal 200 m Höhe durchziehenden Vögel durch die drehenden Rotoren gefährdet. Die Gefährdung wächst bei schlechter Sicht (z. B. bei dichter Wolkendecke, Nebel, Regen) und starken Winden, wobei darauf hingewiesen werden muss, dass Nebel vor allem bei niedrigen Windgeschwindigkeiten, bei denen die Rotoren still stehen, auftritt.

Einfluss der Windstärke: Ebenfalls geringer betroffen sind alle Zugbewegungen, die bei Windgeschwindigkeiten von unter 4 m/s stattfinden, da zu dieser Zeit die Rotoren entweder still stehen oder sich nur langsam drehen (Die Anlaufwindgeschwindigkeit ist WEA-Typen-abhängig und kann bis 3 m/s sinken). Diese sind dann für die Vögel als Hindernis leichter einschätzbar.

Einfluss der Windrichtung: Die Höhe der Vogelschlaggefahr ist weiterhin von der Windrichtung abhängig. Die größte Gefahr besteht dann, wenn die Rotoren sich quer zur Zugrichtung drehen. Dies ist bei NO- oder SW-Winden der Fall. Bei den anderen Windrichtungen verkleinert sich die Gefahr, am geringsten ist sie, wenn die Rotoren sich parallel zum Vogelzug drehen. In den Frühjahrsmonaten ist die Hauptwindrichtung im Untersuchungsgebiet SW. Es ist davon auszugehen, dass der Zug auch bei dieser Windrichtung (Rückenwind) stattfindet. Im Herbst herrschen vor allem Seitenwindlagen (NW) vor. Die Kollisionsgefahr ist dann aufgrund der vorherrschenden Rotorstellung geringer.

Abschließend lässt sich feststellen, dass in wenigen Nächten eines Jahres bei ungünstigen Wetterbedingungen eine größere Anzahl Vögel in den direkten Bereich des Windparks gelangen und dort mit den Anlagen kollidieren könnte. Wie hoch die Anzahl der mit den Windkraftanlagen kollidierenden Vögel ist und ob die Verluste zu relevanten Schädigungen auf der Populationsebene einzelner Arten führen können, kann derzeit nicht abgeschätzt werden. Außerdem kann nicht ausgeschlossen

werden, dass auch gefährdete bzw. besonders geschützte Arten betroffen sein können, obwohl diese im Untersuchungsgebiet nach den bisherigen Untersuchungen meist nur in geringer Anzahl angetroffen wurden. Nach den vorliegenden Erfahrungen mit anderen, vergleichbaren Einrichtungen sowie nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen werden die einzelnen Arten entsprechend ihrer Häufigkeit auf See davon betroffen sein, das heißt, es wird sich in erster Linie um Drosselarten und weitere häufige Kleinvögel handeln. Während des Tagzuges wird es nur vereinzelt zu Kollisionen an den baulichen Einrichtungen des Windparks und den WEA durch Zug- oder im Gebiet anwesender Rastvögel/Nahrungsgäste kommen.

Die Auswirkungen der sich drehenden Rotoren sind kleinräumig und dauerhaft und da sie nur einen vergleichsweise geringen Anteil des Zuggeschehens treffen, ist für das Pilotgebiet von mittlerer Intensität auszugehen. Bezogen auf die gesamte östliche Deutsche Bucht ist von geringer Intensität auszugehen.

Die Auswirkungen durch Vogelschlag auf das Schutzgut werden auch aufgrund der Prognoseunsicherheit unter Vorsorgegesichtspunkten als mittel bewertet.

Auswirkungen durch Nachlaufströmung (wake)

In die Nähe der Kollisionsoffer (Vogelschlag) gehören auch die Tiere, die in die turbulenten Nachlaufströmung der Anlagen gelangen, dabei abstürzen und verenden.

Die Nachlaufströmung einer WEA wird von einer Vielzahl von Faktoren (Blattgeometrie, Blattanstellwinkel, Drehzahl etc.) bedingt. Nach HAHM & KRÖNING (2001) sind Reduzierungen der Windgeschwindigkeit von 30% sowie wechselnde Geschwindigkeiten in einem gedachten bis acht Rortordurchmesser langen Zylinder mit dem Durchmesser des Rotors zu erwarten. Ob Vögel, die in die Nachlaufströmung gelangen, durch die Verwirbelungen ins Wasser gedrückt werden, ist offen. Da der Einfluss der Nachlaufströmung ca. 20 m über der Wasseroberfläche endet, ist davon auszugehen, dass es der Mehrzahl der Vögel gelingt, wieder ihr normales Flugverhalten aufzunehmen und Kontakt mit dem Wasser zu vermeiden. Es liegen aber bisher noch wenige Angaben zu diesem Phänomen vor. Die Größe der Auswirkungen ist weiterhin davon abhängig, ob die Vögel durch den Rotor fliegen und dann plötzlich in die Strömung geraten oder bei Gegenwind allmählich in den Bereich der Nachlaufströmung gelangen und ihr ausweichen können. Vermutlich werden aber in erster Linie geschwächte Tiere oder Jungvögel, die bei stärkeren Böen in die Nachlaufströmungen gedrückt werden, betroffen sein.

Da Vögel versuchen, in möglichst ruhigen Luftschichten zu ziehen, ist zu vermuten, dass sie bei Kontakt mit der Nachlaufströmung ausweichen und versuchen Korridore mit geringen Auswirkungen der Nachlaufströmung aufzusuchen, um in diesen den Windpark zu passieren. Aufgrund der geplanten Aufstellung der WEAs mit einem Abstand von 1.000 m untereinander, sind die Bereiche ohne oder mit nur geringer Nachlaufströmung vergleichsweise hoch.

Die Auswirkungen der Nachlaufströmung sind kleinräumig, dauerhaft und können durch die Beeinträchtigung bzw. Schädigung von Individuen bezogen auf den lokalen Vogelzug von mittlerer Intensität sein.

Die Auswirkungen durch die Nachlaufströmungen auf das Schutzgut werden auch aufgrund der Prognoseunsicherheit unter Vorsorgegesichtspunkten als mittel bewertet.

Barrierewirkung

Die Barrierewirkung, die auch nicht in Betrieb befindliche Anlagen ausüben, wird durch die Drehbewegungen, die dadurch hervorgerufenen Geräuschemissionen und wechselnde Lichtreflexionen verstärkt. Zur Barrierewirkung von in Betrieb befindlichen WEA liegen Beobachtungen von Windparks an Land vor. Die Art der Auswirkungen kann übertragen werden. Der Windpark stellt aber nicht für den gesamten Vogelzug eine Barriere dar. Hoch ziehende Vögel (> 500 m), werden ihn vermutlich ohne Reaktion überfliegen. Da nachts ziehende Vögel aufgrund des späten Erkennens der Anlagen nur sehr lokale Ausweichbewegungen durchführen werden, sind vor allem die tagsüber in maximal bis 500 m Höhe fliegenden Vögel von den Barrierewirkungen betroffen. Nach den Vertikalradar-Untersuchungen sind dies 35,0 % aller beobachteten Vögel und 31,4 % der während der beiden Zugphasen registrierten Individuen. Welche Arten mit welchen Reaktionen antworten werden, ist bei Anlagen dieser Größenordnung bisher unbekannt. Bei den bisher untersuchten Anlagen in den Niederlanden und in der Ostsee lag der Abstand zwischen den einzelnen Anlagen zwischen 100 m und maximal 300 m (WINKELMAN 1992a, GUILLEMETTE et al. 1999). Der Abstand zwischen den Anlagen des geplanten Windparks beträgt ca. 1000 m. Seitliche Ausweichbewegungen um den ganzen Windpark herum sind deshalb höchstens in geringem Ausmaß und tagsüber zu erwarten. Aufgrund der weiten Abstände zwischen den einzelnen WEA werden Ausweichbewegungen vor allem lokal im Bereich der jeweiligen Anlage auftreten.

Die Auswirkungen sind großräumig und dauerhaft, die Intensität der Auswirkungen wird aufgrund der im Vergleich zum Gesamtzugweg kurzen Umwege als gering eingeschätzt. Aufgrund der Prognoseunsicherheit wird unter Vorsorgegesichtspunkten dieser Aspekt jedoch bezogen auf das Schutzgut als mittel bewertet.

7.7.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel sind in der Rückbauphase nahezu identisch mit jenen in der Bauphase. So sind etwa Geräuschemission und visuelle Unruhe beim Ab- und Aufbau der Anlagen vergleichbar, wobei während des Abbaus keine Rammtätigkeiten mehr stattfinden werden. Die Auswirkungen werden hier deshalb nicht noch einmal separat aufgeführt.

7.7.7 Zusammenschau der vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel

Baubedingt

Unter der Voraussetzung, dass der Baubetrieb von März bis September - und somit teilweise außerhalb der Hauptzugzeiten - stattfindet, sind die verbleibenden Auswirkungen auf den Vogelzug als mittelräumig und kurzfristig bei geringer Intensität anzusehen. Sie rufen deshalb in Bezug auf

den Vogelzug ein geringes, meist nicht messbares Maß an Struktur- und Funktionsveränderungen hervor. Einen zusammenfassenden Überblick der baubedingten Auswirkungen gibt Tab. 61.

Tab. 61: Übersicht über die baubedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.

Baumaßnahme und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Auswirkungen durch Geräuschemission und visuelle Unruhe	Barriere-/Scheuchwirkung (v.a. für stöempfindliche Vögel wie Seetaucher) und damit verbunden erhöhter Energiebedarf	m	k	g	G
Auswirkungen durch Baustellenbeleuchtung	Anlockungs- bzw. Vertreibungseffekt (artspezifisch)	m	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen: Ausdehnung: k = punktuell/kleinräumig, m = mittelräumig, gr = großräumig Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Anlagebedingt

Die Auswirkungen der Anlagen beziehen sich auf Barrierewirkung, Kollisionsgefahr und Vogelschlag. Die Auswirkungen aufgrund der Barrierewirkung werden als großräumig, dauerhaft aber trotzdem von geringer Intensität eingeschätzt. Die Auswirkungen der Kollisionsgefahr im Höhenbereich 0 – 200 m auf den Vogelzug werden als lokal und dauerhaft bei geringer Intensität bewertet. Beide Auswirkungen rufen insgesamt in Bezug auf den Vogelzug ein geringes Maß an Struktur- und Funktionsveränderungen hervor. Einen zusammenfassenden Überblick der anlagebedingten Auswirkungen gibt Tab. 62.

Tab. 62: Übersicht über die anlagebedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.

Betriebskomponente und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Hindernis im Luftraum	Vogelschlagrisiko	k	d	g	G
Sichtbarkeit im Luftraum	Barrierewirkung, Anlockung und Erhöhung des Vogelschlages	gr	d	g	G
Anlagebedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen: Ausdehnung: k = punktuell/kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Betriebsbedingt

Die Auswirkungen der Anlagen beziehen sich auf Barrierewirkung, Kollisionsgefahr und den Vogelschlag.

Die Auswirkungen der Kollisionsgefahr und des Vogelschlages auf den Vogelzug werden als lokal und dauerhaft bei mittlerer Intensität bewertet. Die größte Gefahr besteht in den Nachtstunden, bei Rücken- bzw. Gegenwind und schlechten Witterungsbedingungen für alle Vögel im Höhenbereich von maximal ca. 20 – 200 m, da sie unter diesen Bedingungen die Rotorbewegungen schlecht einschätzen können. In der Dunkelfase fliegen nach Radaruntersuchungen im besonders kritischen Höhenbereich von 41 – 200 m 22,4% der nachts ziehenden sowie 12,5% aller das Untersuchungsgebiet querender Vögel (Tag und Nacht). Das bedeutet, dass nur ein geringer Anteil der Vögel, die im Breitfrontzug die Nordsee im Bereich der Deutschen Bucht queren, durch Vogelschlag im Rotorbereich prinzipiell besonders gefährdet ist. Aufgrund der weiten Abstände zwischen den Rotoren reduziert sich der wirkliche Anteil nochmals. Vor allem bei Seitenwinden, wenn die Rotoren mehr oder weniger parallel zur Zugrichtung drehen, vermindert sich die Kollisionsgefahr erheblich.

Die Auswirkungen aufgrund der Barrierewirkung werden als großräumig, dauerhaft und von mittlerer Intensität eingeschätzt. Sie äußern sich in lokalen Richtungs- bzw. Höhenänderungen bei zusätzlichem geringem Energiemehrverbrauch. Sie betreffen vor allem die tagsüber in Höhen bis 500 m ziehenden Individuen. Das sind max. ca. 35,0 % aller beobachteten sowie 31,4 % der während der beiden Zugphasen das Untersuchungsgebiet querenden Vögel.

Beide Auswirkungen zusammen rufen in Bezug auf den Vogelzug ein mittleres Maß an Struktur- und Funktionsveränderungen im Untersuchungsgebiet hervor. Diese Einschätzung weicht von der in dem Fachgutachten Avifauna (BIOLA 2003a) getroffenen Einschätzung einer geringen Struktur- und Funktionsveränderung ab. Dies geschieht im Wesentlichen aufgrund der Tatsache, dass wir in der vorliegenden UVS den Aspekten Prognoseunsicherheit und Vorsorge eine größere Bedeutung beimessen. Einen zusammenfassenden Überblick der betriebsbedingten Auswirkungen gibt Tab. 63.

Tab. 63: Übersicht über die betriebsbedingte Auswirkungen auf das Schutzgut Zugvögel.

Betriebskomponente und Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Struktur und Funktionsveränderung
Auswirkungen der sich drehenden Rotoren	Kollisionsgefahr / Vogelschlag	k	d	m	M
Auswirkungen durch Nachlaufströmungen	Vogelschlag	k	d	m	M
Barrierewirkung	Ausweichbewegungen/Energiemehrverbrauch	gr	d	m	M
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Erläuterungen: Ausdehnung: k = punktuell/kleinträumig, m = mittlträumig, gr = großräumig Dauer: k = kurzfristig/temporär, d = dauerhaft/langfristig Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch Struktur- und Funktionsveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					

Rückbaubedingt

Die rückbaubedingten negativen Auswirkungen sind wie die baubedingten Auswirkungen zu bewerten. Die Auswirkungen auf den Vogelzug sind mittlträumig und kurzfristig bei geringer Intensität und rufen insgesamt in Bezug auf den Vogelzug ein geringes, meist nicht messbares Maß an Struktur- und Funktionsveränderungen hervor. Weiterhin treten entlastende positive Auswirkungen durch den Rückbau auf. Sie umfassen die Minderung bis Aufhebung der Kollisionsgefahr und der Barrierewirkung.

Insgesamt werden die Struktur- und Funktionsveränderungen durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Zugvögel als **mittel** bewertet. Die Aspekte Prognoseunsicherheit und Vorsorge sind in diese Bewertung eingeflossen.

7.8 Schutzgut Marine Säugetiere

Die Auswirkungsprognose für das Schutzgut Marine Säuger bezieht sich auf die im Pilotgebiet kontinuierlich nachgewiesenen Schweinswale und Seehunde. Alle anderen Arten der Marinen Säuger wurden im Gebiet nicht oder nur sporadisch nachgewiesen, so dass sie für die Auswirkungsprognose zu vernachlässigen sind.

7.8.1 Nullvariante

Eine Beschreibung der Nullvariante schließt inhaltlich an die in Kapitel 6.7.2 beschriebenen Vorbelastungen an.

Weibliche Schweinswale in der Nordsee werden mit durchschnittlich 4,58 Jahren geschlechtsreif. Die Trächtigkeitsrate liegt bei 0,78, was bedeutet, dass ein Großteil der Population jedes Jahr ein Kalb zur Welt bringt (ADELUNG et al. 1997). Dem vermutlichen Anstieg des Bestandes steht eine hohe Mortalität durch die oben beschriebenen Vorbelastungen, insbesondere die in einigen Bereichen sehr hohe Beifangrate gegenüber. Der in der SCANS-Studie ermittelte Bestand von 268.000 Tieren für die gesamte Nordsee wird sich bei anhaltender Beifangrate und Belastung durch Schadstoffe vermutlich vermindern (DONOVAN & BØRGE 1995).

Dagegen hat sich der Seehundbestand in den letzten Jahren positiv entwickelt. Eine mittlere jährliche Zuwachsrate von 14,2% wurde für 1989-1998 beschrieben (VOGEL 2000). Die Bestandsentwicklung in den nächsten Jahren kann derzeit nicht eingeschätzt werden, da die Auswirkungen der neuerlichen Seehundepidemie in 2002 zu einer deutlichen Bestandsreduzierung geführt haben.

7.8.2 Beurteilung des Kenntnisstandes

Zur Offshore Windenergiegewinnung liegen inzwischen erste Ergebnisse von kleineren Offshore bzw. Nearshore Windparks aus Dänemark und Schweden vor (z.B. ELSAMPROJEKT 2000, WESTERBERG 2000). KOSCHINSKI & CULIK (2001) simulierten Unterwassergeräusche einer 2 MW Anlage und dokumentierten daraus das Verhalten von Schweinswalen und Seehunden. Bekannt sind das Hörvermögen von Schweinswal, Seehund und z.T. Kegelrobbe sowie die Reaktion auf andere Offshore-Aktivitäten (RICHARDSON et al. 1995). Die Auswirkungen von elektromagnetischen Feldern durch die Verkabelung innerhalb des Windparks bzw. der Ableitung zum Land hin werden bei DEBUS (1998) und KULLNICK & MARHOLD (2000) beschrieben. Die Scheuchwirkung durch die Rotoren ist noch unsicher, lässt sich jedoch von anderen Störquellen ableiten (VOGEL 1994, VOGEL & NORTHEIM 1995).

Kenntnislücken gibt es bezüglich Frequenzspektrum und Intensität von unter Wasser emittiertem Schall und über die Entfernung vom Windpark, in welcher die Schweinswale reagieren bzw. beeinträchtigt werden. Die Frage, ob und wie sich Schallwellen auf die Fernorientierung, innerartliche Kommunikation und Nahrungssuche auswirken, ist derzeit nur ansatzweise zu beantworten. Gewöhnung an Schall (Untersuchungen zur Vertreibung von Säugern mit Pingern) werden bei KOSCHINSKI & CULIK (2001) aufgeführt.

Insgesamt wird für die Auswirkungen von Offshore-Windparks auf Säuger von einem **mittleren Kenntnisstand** ausgegangen.

Die vorhabenspezifischen Kenntnisse zu Bauablauf, Bausführung und Ausgestaltung der WEA bzw. des gesamten Windparks reichen aus, um auf dieser Grundlage eine Auswirkungsprognose potenzieller bau-, anlage- und betriebsbedingter Auswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere zu erstellen. Da derzeit noch nicht bekannt ist welches Rammverfahren für das Einbringen der Fundamente benutzt werden soll, wird bei der Beurteilung der Auswirkungen von den geräuschintensivsten Verfahren ausgegangen (worst-case).

7.8.3 Baubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Handhabungsverluste – Eintrag von Müll und Schadstoffen

Handhabungsverluste sollten bei den Bauarbeiten nicht auftreten, können aber nicht immer völlig ausgeschlossen werden. Dabei kann es zu Verletzungen und mechanischen Behinderungen durch Plastik und anderen Müll (z.B. Kabel) kommen, der sich um Hals (Robben), Flossen (Robben und Schweinswale) oder auch um den ganzen Körper legen kann. Verschlucken von Müll (beispielsweise Plastikmüll) ist theoretisch ebenfalls möglich und kann zu Vergiftungen führen.

Die Auswirkungen von Handhabungsverlusten sind kleinräumig. Die Dauer der Auswirkung ist kurzfristig- und die Intensität insgesamt als gering einzustufen, da erwartet wird, dass nur wenig Handhabungsverluste auftreten und allenfalls Einzeltiere betroffen sind.

Insgesamt werden die Auswirkungen auf die Struktur- und Funktionsveränderung als gering bewertet.

Visuelle Unruhe durch erhöhten Schiffsverkehr und Bautätigkeiten

Störanfälligkeiten durch visuelle Unruhe ergeben sich für Marine Säugetiere insbesondere zu den Niedrigwasserzeiten im Bereich der Ruheplätze und Wurfbanke (Seehunden und Kegelrobben). Aufgrund der großen Entfernung zu den Liegeplätzen ist dieser Aspekt hier nicht relevant.

Im Wasser sind die Tiere dagegen weit weniger scheu. Insbesondere Seehunde gewöhnen sich schnell an Bewegungen, wenn von diesen keine Gefahr ausgeht. So zeigen die Tiere z.B. bei Schiffen die regelmäßig Seehundssandbänke anlaufen kaum Reaktionen und halten sich teilweise direkt neben dem Schiff auf (BACH 1991, VOGEL 2000).

Insgesamt sind die Auswirkungen als kleinräumig und von kurzer Dauer anzusehen, da sie auf die unmittelbare Bauzeit beschränkt sind. Die Intensität ist als gering zu bewerten, so dass die Struktur- und Funktionsveränderungen als gering bewertet werden.

Schalleintrag durch erhöhten Schiffsverkehr sowie durch Bautätigkeiten zur Errichtung des Windparks

Schall wird unter Wasser wesentlich schneller fortgeleitet als an der Luft. Daher ist der akustische Kanal der wichtigste Kommunikationskanal bei Barten- und Zahnwalen (POPPER 1980, EVANS 1990). Weiterhin benutzen Zahnwale, dazu gehört der Schweinswal, Schallwellen zur Orientierung unter Wasser (EVANS 1990). Viele Robben, darunter der Seehund, kommunizieren unter Wasser mittels akustischer Signale (RIEDMANN 1990, RICHARDSON et al. 1995).

Generell werden, in Abhängigkeit von der Entfernung zur Schallquelle, vier Zonen der Wirkungen von Schallemissionen auf marine Säuger unterschieden

- Zone der Hörbarkeit: das Signal kann gehört werden. Es erfolgt keine Reaktion.

- Zone der Reaktion: es erfolgt eine physiologische- oder Verhaltensreaktion. Als Verhaltensreaktion können vorkommen: erhöhte Aufmerksamkeit (Vigilanz), Aufschrecken/Panik, Unterbrechung von Verhaltensweisen (Jagen, Ruhen, Wandern, soziale Interaktion), Scheuchwirkung durch Schalleintrag in den Wasserkörper (v.a. Bootslärm), Vermeidungsreaktion, evtl. kurz- bis langfristige Vertreibung aus dem Problemgebiet.
- Zone der Maskierung: die Schallquelle ist laut genug, um die Kommunikation oder das Sonar mariner Säugetiere zu beeinflussen. Weiterhin können andere Geräusche (Nahrung/Umwelt) vermindert wahrgenommen werden.
- Zone des Hörverlustes, Unbehagens, Verletzung: in unmittelbarer Nähe zur Schallquelle ist das Signal so stark, dass es das Tier verletzen kann und die Höreigenschaften dauerhaft beeinträchtigt, im Extremfall letal.

Die Zone des Hörverlustes, also die kritische Zone, kann unterschiedlich definiert werden. Bislang wird angenommen, dass eine Überschreitung der Hörschwelle um 80 dB im Toleranzbereich des menschlichen Gehörs liegt (LUCKE 2000). Es ist jedoch unklar, inwieweit dieser Wert auf marine Säuger übertragen werden kann. Große Tümmler zeigten beispielsweise eine temporäre Hörschwellenverschiebung bei einer Beschallung mit Signalen, die bei 7,5 kHz 96 dB über der Hörschwelle lagen. Seelöwen zeigten bei einer Beschallung mit Signalen, die 60 –75 dB über der Hörschwelle lagen Hörschwellenverschiebungen (ERBE & FARMER 2000). Der Wert von 80 dB scheint also zumindest als grober Richtwert geeignet.

Zudem sind die oben genannten Zonen abhängig von verschiedenen Parametern wie z.B. den Höreigenschaften der jeweiligen Art, dem Schallpegel der Schallquelle, dem Hintergrundlärm, der Schallausbreitung im Raum und der Distanz des Tieres zur Schallquelle.

Bezüglich der Höreigenschaften von Schweinswalen ermittelte ANDERSEN (1970) Empfindlichkeitsmaxima bei 8 und 30 kHz und eine relativ geringe Empfindlichkeit in Bereichen >30 kHz. Nach neuesten Untersuchungen von KASTELEIN et al. (2001, 2002) haben Schweinswale einen breiten Hörbereich. Dabei ist die Empfindlichkeit für Frequenzen unterhalb 1 kHz mit 92 –115 dB re 1 µPa relativ schwach, im Bereich von 1 kHz bis 8 kHz ist sie mit 60 –80 dB re 1 µPa relativ gut und im Bereich von 16 kHz bis 140 kHz mit 32 - 46 dB re 1 µPa ausgezeichnet. In diesem Bereich besitzen Schweinswale nach KASTELEIN et al. (2001, 2002) mit 30 dB re 1 µPa die größte Empfindlichkeit aller bislang untersuchten marinen Säuger. Dabei zeigt sich eine sehr genaue Übereinstimmung der Empfindlichkeit mit dem Lautspektrum der Tiere. VERBOOM & KASTELEIN (1995) teilen die Laute des Schweinswals in vier Klassen ein:

- tieffrequente Laute bei 1,4 kHz bis 2,5 kHz, die der Kommunikation dienen,
- Klicks im Bereich 110 kHz - 140 kHz zur Echoortung,
- energiearme Laute im Bereich 30 kHz - 60 kHz,
- Breitbandlaute im Bereich 13 kHz - 100 kHz. Die höchste Empfindlichkeit liegt im Bereich der Ortungslaute.

Während der Bauphase wird es zu Schalleinträgen durch Konstruktions- und Versorgungsschiffe sowie durch Installations- und Bauarbeiten kommen.

Das Frequenzspektrum und die Lautstärke von Wasserfahrzeugen ist abhängig von deren Größe, Antriebsart und Betrieb. Ausgesandte Frequenzen reichen von 20 Hz - 10 kHz und die Schallstärken erreichen Quellenstärken (SL) von 130 - >150 dB re 1 μ Pa in 1m Entfernung von der Quelle. (Übersicht in RICHARDSON et al. 1995).

Der Schalleintrag durch Installations- und Bauarbeiten resultiert im Wesentlichen aus dem Rammen der Pfähle der Fundamente in den Boden. Die dabei entstehenden Schallemissionen wurden in einer Begleituntersuchung zur Konstruktion eines Windparks mit 2 MW-WEA im Kalmarsund, Schweden dokumentiert (ØDS 2000a). Die Dauer zum Rammen eines Monopile-Fundamentes betrug hier 1,5 Stunden und es wurden rd. 1.320 Rammschläge benötigt. Daraus resultieren rd. 15 Rammstöße pro Minute. Unter Wasser wurde Schall im Frequenzbereich von 4 Hz - >20 kHz emittiert. In 30 m Entfernung wurden Schallereignispegel (SEL) von über 180 dB (bezogen auf 1 μ Pa) nachgewiesen. In 720 m Entfernung betrug der SEL noch 166 dB, was bei der angegebenen Zahl an Rammschlägen einem Mittelungspegel von 160 dB für die Zeit des Rammens entspricht. Der Mittelungspegel für den Hintergrundschall betrug dabei 100 dB. Nach DEWI (2003) können während der Rammvorgänge in 30 m Entfernung kurzzeitig Schalldruckpegel von >200 dB erreicht werden.

Um die Auswirkungen der oben beschriebenen Schalleinträge abzuschätzen, muss betrachtet werden, wie der Schall im Wasser fortgeleitet wird. Prinzipiell gilt, dass ein Schallsignal dann gehört wird, wenn es über den Hintergrundschall hinausgeht und innerhalb der Hörschwelle des Empfängers liegt. Der Hintergrundschall liegt in der Nordsee normal bei 90-100 dB re 1 μ Pa (THIELE 2002). Es gibt grundsätzlich zwei Möglichkeiten der Schallausbreitung, die sphärische und die zylindrische Ausbreitung.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Wassertiefen im Bereich des Pilotgebietes ist von einer zylindrischen Schallausbreitung auszugehen (HENRIKSEN et al. 2001). Das bedeutet, dass bei einer Verdoppelung der Distanz zur Schallquelle eine Abnahme des Schallpegels um 3 dB stattfindet (RICHARDSON et al. 1995). Je nach Frequenzspektrum der Schallquelle, Temperatur, Wassertiefe, Salzgehalt und anderer Parameter kann der Ausbreitungsverlust jedoch auch leicht abweichen (THIELE 2002). Allgemein gilt, dass Schall tiefer Frequenzen weniger gedämpft wird als Schall hoher Frequenzen. Weiterhin erfährt Schall bei erhöhten Temperaturen, also im Sommer, eine größere Dämpfung als bei geringer Temperatur.

Zur Abschätzung der Reaktion von Schweinswalen auf die Schallquellen durch den Bau der WEA wird die jeweils vorherrschende Quellenschallstärke in Beziehung zur Hörempfindlichkeit des Empfängers gesetzt. Daraus lassen sich Angaben über Wirkzonen unterschiedlichem Schalleintrages ableiten.

Mittlerer Bootslärm bei einer Frequenz von 1 kHz und einer Quellenschallstärke von 160 dB re 1 μ Pa in 1 m liegt ca. 80 dB über der Hörempfindlichkeit für Schweinswale (80 dB) in diesem Frequenzbereich. Bei zylindrischer Ausbreitung besitzt dieser in 1.000 m Entfernung noch eine Schall-

stärke von ca. 130 dB. Diese liegt ca. 40 dB über dem Hintergrundlärm und ca. 50 dB über der Hörschwelle des Schweinswals bei dieser Frequenz (80 dB). Der Schall kann also von den Tieren wahrgenommen werden und zu Verhaltensreaktionen führen. In 10.000 m Entfernung liegt die Schallstärke noch bei ca. 120 dB und etwa 30 dB über dem Hintergrundschall sowie 40 dB über der Hörschwelle. In dieser Entfernung kann der Schall immer noch von den Tieren wahrgenommen werden. Ob diese Intensität zu Verhaltensreaktionen führt, ist jedoch fraglich.

Der Störeffekt scheint sowohl vom Verhalten der Tiere als auch von der Gruppenzusammensetzung abhängig zu sein. (RICHARDSON et al. 1995, PROCHNOW 1998). Schweinswale tendieren dazu, Booten auszuweichen. Dies kann in einer Entfernung von 1-1,5 km geschehen (RICHARDSON et al. 1995). RICHARDSON (1999) geht nach neueren Untersuchungen (1995-1999) von einem generell substantiellen Störeffekt von Bootslärm auf Zahnwale, also auch auf Schweinswale, aus.

Gebiete mit andauernden Bohr-, Bagger- und anderen Konstruktionsarbeiten und vergleichsweise hohen Schallpegeln werden im Allgemeinen von Schweinswalen gemieden (RICHARDSON et al. 1995, RICHARDSON 1999). Bei den Rammarbeiten während der Errichtung von WEA's kann man von Quellenschallstärken von mindestens 200 dB re 1 μ Pa in 1 m ausgehen. Dabei liegt die Hauptenergie im Bereich von 250 – 500 Hz (HENRIKSEN 2002). Die Hörempfindlichkeit eines Schweinswals liegt in diesem Bereich zwischen 90 und 115 dB (KASTELEIN et al. 2002). Legt man auch hier eine zylindrische Ausbreitung zugrunde, würden die Schallpegel in 1.000 m bei 170 dB und in 10.000 m bei 160 dB liegen. Bis 1.000 m wäre also der Toleranzbereich für Schweinswale erreicht. Bei 10.000 m wäre der Schall noch laut genug, um Verhaltensreaktionen erwarten zu können. Tatsächlich entsprach die gemessene Schallausbreitung bei Rammarbeiten in einem Windpark vor Schweden ungefähr den theoretischen Werten (HENRIKSEN 2002). Aus den oben dargestellten Ergebnissen lässt sich folgendes ableiten:

- Der Bootslärm während der Gründungs- und Bauarbeiten kann, abhängig von Lautstärke und Frequenz, von Schweinswalen in einer Entfernung von mehreren Kilometern von der Schallquelle wahrgenommen werden und im Bereich bis 1.000 m zu Verhaltensreaktionen führen. Bei Entfernungen bis 100 m kann bei Frequenzen > 1 kHz und Quellenschallstärken von mehr als 160 dB re 1 μ Pa der Toleranzbereich erreicht werden. Hier sind Vermeidungsreaktionen wahrscheinlich. In einem Bereich bis 50 m können die Hörleistungen der Tiere beeinträchtigt werden.
- Der Schalleintrag durch Rammen liegt im Bereich bis 1.000 m um die Schallquelle oberhalb des Toleranzbereiches für Schweinswale und kann zu Schädigungen bzw. Vertreibungen der Tiere führen. Vermeidungsreaktionen sind für einen weiteren Bereich bis 10 km um die Quelle zu erwarten.

Zusammenfassend sind die Auswirkungen auf die marinen Säugetiere durch den baubedingten Schalleintrag wie folgt zu bewerten:

Die Auswirkungen durch den baubedingten Schalleintrag sind durch unterschiedliche Frequenzspektren und ständig wechselnder Stärke des Schalldruckpegels starken Schwankungen unterworfen. Zumindest während der Rammarbeiten ist jedoch von großräumigen Effekten auszugehen. Bei den geplanten 120 WEA und einer geschätzten Dauer von 1,5 Stunden pro Fundament ergibt sich für die Rammarbeiten ein Zeitraum von rd. 180 Std., so dass die Auswirkungen auf die Schweins-

wale als kurzfristig zu bezeichnen sind. Die Intensität der Wirkungen nimmt mit zunehmender Entfernung zur Schallquelle ab, im Nahbereich ist die Intensität als hoch zu bezeichnen. Schädigungen von Tieren die sich in diesem Bereich aufhalten sind nicht auszuschließen. Die Struktur- und Funktionsverluste durch diesen baubedingten Wirkfaktor werden insgesamt als hoch bewertet. Durch Maßnahmen, die die Meeressäuger vor Baubeginn aus den Bereichen mit hoher Schallintensität vertreiben, sind die Wirkungen auf die Meeressäuger jedoch deutlich zu reduzieren (s.a. Kap. 9).

Vibration während der Bauarbeiten

Bodenvibrationen, die sich auf die Wassersäule übertragen, können potenziell von Seehunden noch in einiger Entfernung wahrgenommen werden. DENHARDT et al. (2001) haben nachgewiesen, dass Robben mittels ihrer Schnauzenhaare Vibrationen in der Wassersäule sehr genau wahrnehmen können und diese zur hydrodynamischen Fernerkundung einsetzen. Potenziell könnten Vibrationen also zu Verhaltensreaktionen wie z.B. Schreckreaktionen führen. Die Ausdehnung ist mittlräumig und von kurzer Dauer (auf die Rammarbeiten beschränkt). Die Intensität ist gering, da vorerst nur Verhaltensreaktionen als wahrscheinlich angesehen werden können. Die Struktur- und Funktionsänderung sind somit insgesamt gering.

Kollisionsrisiko/Unfall

Narben und sogar Todesfälle infolge von Kollision mit Schiffen sind für eine Reihe von Walen und Robben, inklusive Schweinswal und Seehund, belegt (VOGEL & VON NORDHEIM 1995). Schweinswale und Seehunde können mit Schiffen kollidieren, wenn sie diese zwar hören, die Schallquelle jedoch nicht genau orten können. Dabei besteht vor allem bei Schweinswalen das Risiko von Verletzungen bei schnell fahrenden Fahrzeugen, die sich den Tieren von hinten nähern, da sie nur im vorderen und seitlichen Bereich gut hören (KASTELEIN et al. 2001). VOGEL & VON NORDHEIM (1995) geben an, dass das Kollisionsrisiko für Seehunde, ähnlich wie bei Schweinswalen, abhängig von der Geschwindigkeit des Schiffes ist. Da momentan nicht klar ist, mit welchen Geschwindigkeiten der während der Bauphase stattfindende Schiffsverkehr stattfindet, ist der Gefährdungsgrad nur schwer abzuschätzen. Insgesamt ist aber während des Baubetriebes eher von langsam fahrenden Fahrzeugen auszugehen.

Die Ausdehnung dieser Beeinträchtigung ist kleinräumig und von kurzer Dauer. Im Falle von Kollision liegt die Intensität im hohen Bereich, da diese sowohl Robben als auch Schweinswale schädigen oder töten können. Da es sich dabei jedoch höchstens um Einzeltiere handeln wird sind die Struktur- und Funktionsänderungen insgesamt gering.

Störung oberflächennaher Sedimente, Veränderung der Morphologie/Sedimentstruktur

Die Störungen der oberflächennahen Sedimente durch die Errichtung der Fundamente und durch das Einspülen der parkinternen Verkabelung kann zum Habitatsverlust für marine Säuger führen (z.B. Veränderung in der Verteilung von Nahrungsorganismen). Seehunde und Kegelrobben sind Nahrungsoportunisten, dass Beutespektrum wird weitgehend von den jeweils am häufigsten vorkommenden Fischarten bestimmt (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994). Die Schweinswale in der Nordsee bevorzugen dagegen meist benthische Arten, beispielsweise Plattfische und Grundeln, als Nahrung (ADELUNG et al. 1997, PROCHNOW 1998).

Weiträumige Änderungen in der Verteilung von Nahrungsorganismen von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen sind durch das geplante Vorhaben nicht zu erwarten (s. hierzu die Erläuterungen in den Schutzgutkapiteln Makrozoobenthos und Fischfauna). Auswirkungen werden allenfalls kleinräumig auftreten und sind zeitlich begrenzt. Da auch von einer geringen Intensität der Auswirkungen auszugehen ist, sind die Struktur- und Funktionsänderungen insgesamt gering.

7.8.4 Anlagebedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Nutzungs- und Befahrungsverbot

Ein Nutzungsverbot durch die Fischerei hat im direkten Bereich des Untersuchungsgebietes vermutlich keine Auswirkungen auf die Beifangrate, da hier bislang kaum Stellnetzfischerei stattfand (PROCHNOW 1998). Ein Befahrungsverbot könnte möglicherweise jedoch positive Auswirkungen auf Robben und Schweinswale haben. Denn erstens wird die Reduzierung der Fischerei vermutlich eine lokal erhöhte Fischfauna bzw. ein erhöhtes Nahrungsangebot bewirken und zweitens wird der Schalleintrag von Fischereifahrzeugen vermindert. Dem steht allerdings der vermehrte Schalleintrag durch den Betrieb der WEAs gegenüber (s.u.).

Flächenversiegelung und Raumverbrauch

Da die unmittelbar überbaute Fläche für Plattformen und Masten vergleichsweise gering ist, entstehen hierdurch keine Beeinträchtigungen.

Einbringung von Hartsubstrat

Das Einbringen von Hartsubstrat durch die Fundamente und den Kolkschutz wird zu einer Anreicherung von Makrozoobenthos führen, was zu einer Erhöhung des Nahrungsangebotes führt (s. Kap. 7.4.4). Es ist jedoch noch unklar, welche der Konsumentenarten (Epibenthos, Fische, Vögel, Säuger) in welcher Intensität von einer Anreicherung des Benthos profitieren werden.

7.8.5 Betriebsbedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Schalleintrag während der Betriebsphase

Während der Betriebsphase kann Schall einmal indirekt über den Luftweg vom Rotor und anderen Teilen in den Wasserkörper eingetragen werden. Als in ihrer Auswirkung bedeutsamer sind aber in der Anlage auftretende Schwingungen anzusehen, die über den unter Wasser befindlichen Teil der Türme direkt in den Wasserkörper geleitet werden können. Zusätzlich können Geräusche der Generatoren über den Turm direkt in den Wasserkörper abgeleitet werden. Nach Untersuchungen an einer WEA in Schweden (WESTERBERG 1994) liegen die Emissionen bei 2 Hz - 2 kHz, also im tieffrequenten Bereich. Dabei werden im Bereich bis 50 Hz Schallstärken von 20 dB über dem Hintergrundrauschen erreicht. Der Schall wurde jedoch stark abgeschwächt und war lediglich in einem Bereich bis 300 m um die Anlage wahrnehmbar. Im Bereich von 50 Hz bis 2 kHz wurden Schallstärken von 74 dB re 1 µPa erreicht (WESTERBERG 1994).

HENRIKSEN (2002) und HENRIKSEN et al. (2001) konnten die während der Betriebsphase auftretenden Schallemissionen an mehreren Anlagen messen. Dabei wurde die Schallemission von 3 WEA's unter unterschiedlichen Bedingungen während der Betriebsphase gemessen. Für eine 2 MW-Anlage auf Stahl-Monopile wurden Quellenschallstärken von 101 – 115 dB re 1 μ Pa²/Hz bei 25 / 125 Hz bei 6 –13 m/s gemessen. Für die kleineren WEA's (450 kW und 550 kW auf Beton- / Gewichtsfundament) ergaben sich Quellenschallstärken von 108 - 130 dB.

HENRIKSEN et al. (2001) geben weiterhin an, dass diese gemessenen Maximal-Quellenschallstärken 17 dB über der Hörschwelle des Schweinswals liegen. Bei zylindrischer Ausbreitung des Schallsignals (Verminderung um 3 dB bei Verdopplung der Entfernung) kann dieses Signal in einem Bereich von 50 m von den Tieren gehört werden (HENRIKSEN et al. 2001). Für Seehunde wurden Werte von 30 dB über der Hörschwelle angegeben. Dabei können Seehunde das Signal in einer Entfernung von 1.000 m hören. Die Entfernung, in der Seehunde die Betriebsgeräusche hören, ist also wesentlich höher als bei Schweinswalen. Dabei gehen HENRIKSEN et al. (2001) von keinen Effekten auf Schweinswale und von Effekten auf Seehunde aus, die aber noch nicht prognostiziert werden konnten.

CULIK (2002) fand heraus, dass Schweinswale und Seehunde bei Beschallung durch eine simulierte 2 MW-Anlage in größerer Entfernung zur Anlage auftauchten als ohne Beschallung. Weiterhin reagierten Schweinswale (mit Klicks) bei Beschallung mit WEA-Schall auf die Schallquelle signifikant häufiger als ohne (CULIK 2002). Gewöhnungseffekte (= Habituationseffekte) wurden in der Studie nicht untersucht.

Sowohl während der Untersuchungen von HENRIKSEN (2002) bzw. HENRIKSEN et al. (2001) als auch während der Studie von CULIK (2002) war während der Messungen lediglich eine WEA in Betrieb bzw. in der Simulation. Schallmessungen eines kompletten Windparks sind bislang noch nicht erfolgt. Um die Auswirkungen der Anlage im Betrieb auf marine Säuger zu prognostizieren, muss sichergestellt sein, dass diese Schallrechnungen auch auf mehrere Anlagen übertragen werden können. Da die Emissionen vorwiegend im tieffrequenten Bereich liegen (unter 1 kHz) und ein indirekter Eintrag über Luft in den Wasserkörper durch Grenzflächenphänomene begrenzt wird, sollte eine Störwirkung durch Betriebsgeräusche geringer sein als die durch Baugeräusche; allerdings tritt sie dauerhaft auf.

Es erscheint derzeit plausibel, dass es durch die WEAs betriebsbedingt, also dauerhaft, bei Schweinswalen zu Vergrämungseffekten im Nahbereich der Anlagen kommen kann. Das Ausmaß ist allerdings von den tatsächlich auftretenden Schallemissionen und eventueller Gewöhnung der Tiere abhängig. Für den Nahbereich um die Anlagen müssen die Auswirkungen derzeit als von hoher Intensität beurteilt werden. Trotz der Dauerhaftigkeit und der hohen Intensität werden die Wirkungen aufgrund der Kleinräumigkeit insgesamt jedoch als mittel bezeichnet,

Die Schallemissionen sind durch bauliche Maßnahmen zu reduzieren. Ob und in welchem Umfang dies erforderlich ist, sollte vor Baubeginn anhand des aktuellen Kenntnisstandes entschieden werden.

Erzeugung elektromagnetischer Felder

Es ist noch weitgehend unbekannt, wie Wale und Delphine sich während längerer und kürzerer Wanderungen orientieren. Neben der Orientierung durch Sonar (akustischer Sinn) wird zusätzlich eine Magnetkompassorientierung (Orientierung im elektromagnetischen Erdfeld) angenommen. Obwohl entsprechende Sinnesorgane bei Walen bislang nicht gefunden wurden, besitzen Große Tümmler, Schnabelwale, Dalls-Hafenschweinswale und Buckelwale magnetisches Material (magnetische Kristalle) in Fett-, Knochen-, Muskel- und Gehirngewebe (KLINOWSKA 1986). Es wird vermutet, dass Wale und Delphine magnetische Rezeptoren dazu nutzen, ihre Position mittels lokaler Erdmagnetfelder zu bestimmen. Bisher gibt es für diese Hypothese lediglich indirekte Beweise: Massenstrandungen von Walen und Delphinen scheinen teilweise mit Anomalien der lokalen magnetischen Topographie sowie mit geomagnetischen Störungen im Strandungsgebiet zusammenzuhängen (KLINOWSKA 1986).

Für die parkinterne Verkabelung des OWP ist die Verwendung von Dreileiter-Drehstromkabeln vorgesehen, bei dem sich durch die Bündelung der drei Leiter die magnetischen Felder fast vollständig aufheben. Im Bereich der Kabel wird das Magnetfeld mit 10 μT angegeben, an der Meeresbodenoberfläche ist das kabelinduzierte Magnetfeld wahrscheinlich nicht mehr nachweisbar. Auswirkungen auf die marinen Säugetiere sind durch die kabelinduzierten Magnetfelder nicht zu erwarten.

7.8.6 Rückbaubedingte Auswirkungen und ihre Bewertung

Die zu erwartenden Wirkfaktoren, die im Zuge eines Rückbaus entstehen, entsprechen im wesentlichen denen der Bauphase allerdings wahrscheinlich in verminderter Intensität, da Rammarbeiten nicht durchzuführen sind.

7.8.7 Zusammenschau der vorhabenbedingten Umweltauswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere

Die baubedingten Auswirkungen des Vorhabens (Handhabungsverluste, Visuelle Unruhe, etc.) führen zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen auf das Schutzgut Marine Säuger. Eine Ausnahme bilden die Schallemissionen während der Bautätigkeiten, die zu hohen Struktur- und Funktionsveränderungen auf das Schutzgut führen können. Die baubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen werden insgesamt als mittel bewertet. Der Vorhabenträger will Maßnahmen ergreifen, die diese Beeinträchtigungen reduzieren.

Die anlagebedingten Auswirkungen durch die Flächenversiegelung und das Einbringen von Hartsubstrat sind bezogen auf das Schutzgut Marine Säugetiere so kleinräumig wirksam, dass auf eine weitere Darstellung verzichtet wird. Die Auswirkungen durch das Nutzungs- und Befahrungsverbot sind derzeit noch nicht zu prognostizieren. Einerseits besteht die Möglichkeit, dass es aufgrund gut erschließbarer Nahrungsressourcen zu einer Attraktivitätssteigerung für die Schweinswale innerhalb des Gebietes kommt. Andererseits kann dieser Aspekt aber auch durch eine Vergrämung der Tiere aufgrund der Betriebsgeräusche überlagert werden. Dieser Aspekt wird unter den betriebsbedingten Auswirkungen bewertet.

Betriebsbedingt kann, wie bereits oben angeführt, der Schalleintrag während der Betriebsphase zu Auswirkungen führen. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist davon auszugehen, dass sich die Wirkungen auf das Umfeld der Anlagen beschränken werden und somit als kleinräumig anzusehen sind. Sollte es zu einer Vergrämung der Tiere aus den Anlagenbereichen kommen, sind die Auswirkungen von hoher Intensität. Unter Vorsorgegesichtspunkten werden die betriebsbedingten Struktur- und Funktionsveränderungen als mittel bewertet.

Die rückbaubedingten Auswirkungen entsprechen denen der baubedingten Auswirkungen, sind aber von geringerer Intensität, da keine Rammtätigkeiten notwendig sind. Die rückbaubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als gering bewertet.

Einen zusammenfassenden Überblick der bau-, anlage-, betriebs- und rückbaubedingten Struktur- und Funktionsveränderungen gibt Tab. 64.

Tab. 64: Übersicht über die vorhabenbedingten Auswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere.

Wirkfaktor	Art der Auswirkung	Ausdehnung	Dauer	Intensität	Funktions- und Strukturveränderung
Baubedingte Wirkfaktoren					
Handhabungsverluste – Eintrag von Müll u. Schadstoffen	Verletzungs- und Vergiftungsrisiko	k	k	g	G
Visuelle Unruhe durch erhöhten Schiffsverkehr	Veränderung der Aktivitätsmuster	k	k	g	G
Schalleintrag durch erhöhten Schiffsverkehr sowie durch Bautätigkeiten zur Errichtung des Windparks	Meidungsreaktionen, Maskierung akustischer Signale, Verletzung der Gehörorgane	g	k	h	H
Vibration während der Bauarbeiten	Unterbrechung von Verhaltensweisen	m	k	g	G
Kollisionsrisiko/Unfall	Verletzung/Tötung einzelner Tiere	k	k	h	G
Störung oberflächlicher Sedimente	Veränderung der Nahrungsressourcen	k	k	g	G
Baubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Betriebsbedingte Wirkfaktoren					
Schalleintrag während der Betriebsphase	Vergrämungseffekte	k	d	h	M
Erzeugung elektromagnetischer Felder	Veränderung des Orientierungsverhaltens	keine Struktur- und Funktionsveränderung ableitbar			
Betriebsbedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					mittel
Rückbaubedingte Wirkfaktoren					
▪ s. baubedingte Wirkfaktoren	s. baubedingte Wirkfaktoren	k	k	g	G
Rückbaubedingte Struktur- und Funktionsveränderungen (gesamt)					gering
Erläuterungen					
Ausdehnung: k = kleinräumig, m = mittlräumig, gr = großräumig					
Dauer: k = kurzfristig, d = dauerhaft					
Intensität: g = gering, m = mittel, h = hoch					
Funktions- und Strukturveränderung: K = keine, G = gering, M = mittel, H = hoch, SH = sehr hoch					
(+) = Auswirkung führt zu positiven Struktur- und Funktionsveränderungen					

Der Rückbau des geplanten OWP Sandbank 24 führt zu geringen Struktur- und Funktionsveränderungen des Schutzgutes Fischfauna im Pilotgebiet. Bau und Betrieb zu mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen. Die Funktions- und Strukturveränderung durch das geplante Vorhaben für das Schutzgut Marine Säugetiere werden insgesamt als **mittel** bewertet. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass insbesondere die Auswirkungen durch die Schallemissionen mit einer gewissen Prognoseunsicherheit belegt sind, deren abschließende Klärung im Rahmen des projektbegleitenden Monitorings erfolgen muss.

7.9 Beschreibung und Bewertung der Wechselwirkungen der einzelnen Wirkpfade und Schutzgüter

Gemäß Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) sind im Rahmen der Untersuchung der Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt sowohl deren Einzelbestandteile – definiert als Schutzgüter nach § 2 UVPG als auch die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Faktoren in die Betrachtung einzubeziehen. Als Wechselwirkung wird „das gesamte strukturelle und funktionale Beziehungsgeflecht zwischen den Umweltmedien und ihren Teilkomponenten verstanden“ (BMV 1994 in BFG 2000).

Für das beschriebene Planungsvorhaben sind, bezogen auf die in Kap. 3 dargestellten Wirkfaktoren, folgende strukturelle und funktionale Wirkzusammenhänge möglich:

Störung oberflächennaher Sedimente

Kleinräumig wird während der Bauarbeiten Sediment resuspendiert. Die Feinkornfraktion verdriftet mit der Strömung, während die Sandkornfraktion im Nahbereich sedimentiert. Die Folge ist eine temporär veränderte Sedimentzusammensetzung. Da eine Abhängigkeit zwischen der benthischen Wirbelosengemeinschaft und den Sedimenteigenschaften besteht, ist eine Veränderung der benthischen Zönose nicht auszuschließen. Dies kann zu einer veränderten Nahrungssituation für die Fischfauna und daraus resultierend auch für marine Säugetiere und fischfressende Vögel führen.

Geräuschemissionen

Das Rammen der Fundamente wird wahrscheinlich zu Fluchtreaktionen und einer temporären Meidung des Gebietes durch einige Arten der Fischarten und Säuger führen. Der Fraßdruck auf die benthische Wirbelosengemeinschaft bzw. Fischfauna wird dadurch temporär reduziert.

Fischereiliches Nutzungsverbot

Innerhalb des OWP ist die fischereiliche Nutzung untersagt, so dass die mechanischen Einwirkungen auf die oberflächennahen Sedimente und auf die benthische Fauna entfallen. Die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft wird sich durch den entfallenden Nutzungsdruck verändern. Ob eine geänderte benthische Lebensgemeinschaft zu einer Änderung des Fischbestandes führt, ist derzeit fraglich. Das Nutzungs- bzw. Fischereiverbot bewirkt einen Wandel der Artenzusammensetzung und der Altersstruktur, da die größeren bzw. älteren Fische nicht mehr weggefangen werden und mehr Fische das laichreife Alter erreichen. Dies betrifft wahrscheinlich besonders die fischereilich bevorzugten Plattfische und den Wittling. Ob diese Veränderungen im Pilotgebiet nachzuweisen sind, ist aufgrund der hohen Mobilität der meisten Arten unsicher.

Die Erhöhung des Fischbestandes vor allem durch das Einbringen der Hartsubstrate ist gleichzeitig eine qualitative und quantitative Verbesserung der Nahrungsgrundlage für die marinen Säuger. Die Verfügbarkeit größerer Fische verringert den Jagdaufwand, da nun der Bedarf durch den Fang relativ weniger Fische gedeckt werden kann. Möglicherweise führt die Verbesserung der Nahrungsgrundlage zum häufigeren Aufsuchen des Pilotgebietes durch Seehunde und Schweinswale aus der

Umgebung, so dass sich ein verändertes Jäger-Beute Verhältnis einstellt (nur bei einer Gewöhnung an die betriebsbedingten Schallemissionen). Die Erhöhung des Fischbestandes fördert auch die Nahrungsgrundlage der fischfressenden Vögel (Ausnahme Möwen), allerdings in geringerem Ausmaß im Vergleich zu den Säugern. Anders als bei den Säugern ist bei ihnen die höhere Individuenzahl kleiner Arten und Jungfische von Bedeutung, da größere Arten bzw. Individuen von Vögeln nicht gefressen werden können. Für die Möwen wirkt sich das Nutzungsverbot hingegen negativ aus. Gammel und Fischereiabfälle aus der fischereilichen Nutzung bilden eine wesentliche Nahrungsquelle für diese Arten. Der Wegfall führt zu einer geringeren Attraktivität des Pilotgebietes für Möwen. Die Änderung der Benthosgemeinschaften wirkt sich auf die Vögel nicht direkt aus, da die Wassertiefe von über 20 Metern für muschelsuchende Enten zu tief ist.

Flächenversiegelung

Aufgrund der Flächenversiegelung bzw. starker struktureller Veränderungen durch die Fundamente und den Kolkschutz geht besiedelbarer Boden für die Fauna der Sandbodengemeinschaften verloren. Für die an diese Nahrungsbedingungen angepasste Fischfauna kommt es tendenziell zu einer Verschlechterung der Nahrungssituation. Die Verschlechterung der Nahrungssituation kann sich u.U. innerhalb der Nahrungskette fortsetzen.

Einbringen von Hartsubstrat

Das Einbringen von Hartsubstrat wird die Zusammensetzung des Makrozoobenthos im Gebiet verändern. Zu der Sandbodengemeinschaft kommen Hartsubstratsiedler hinzu. Das Nahrungsspektrum für die Fischfauna wird dadurch vergrößert. Dies und die Attraktivität der „künstlichen Riffe“ werden auch das Artenspektrum bzw. die Diversität der Fischfauna verändern, so dass Wechselwirkungen auf marine Säugetiere und eventuell auch auf fischfressende Vögel nicht auszuschließen sind.

8. Fachgutachterliche Einschätzung der Gefährdung der Meeresumwelt und des Vogelzuges

Nach § 3 SeeAnIV ist die Genehmigung eines Vorhabens zu versagen, wenn die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs beeinträchtigt oder die Meeresumwelt gefährdet wird. Als Gefährdung der Meeresumwelt definiert § 3:

- eine Verschmutzung der Meeresumwelt im Sinne des Artikels 1 (1) Nr. 4 des SRÜ oder
- eine Gefährdung des Vogelzuges.

Im Folgenden wird die Gefährdung der Meeresumwelt für die jeweiligen Schutzgüter nach § 2 UVPG fachgutachterlich abgeschätzt. In einem weiteren Schritt wird die Gefährdung des Vogelzuges abgeschätzt.

Die Beurteilung erfolgt auf Grundlage der Ergebnisse in den Kapiteln 5 und 6, indem das schutzgutspezifische Gesamtergebnis der Bestandsbewertung und das schutzgutspezifische Gesamtergebnis der prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen (Auswirkungsprognose) durch das Vorhaben gemäß der in Kap. 2 dargestellten Matrix gegenübergestellt und regelbasiert (s. Kap. 2) verschnitten werden.

Nicht betrachtet werden die Behinderung der maritimen Tätigkeiten einschließlich der Fischerei und der sonstigen rechtmäßigen Nutzung des Meeres, eine Beeinträchtigung des Gebrauchswertes des Meerwassers und eine Verringerung der Annehmlichkeit der Umwelt.

8.1 Gefährdung der Meeresumwelt für die Schutzgüter nach §2 UVPG

Schutzgut Sediment/Biotoptypen

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Sediment/Biotoptypen im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine mittlere Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als gering bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Sediment/Biotoptypen als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 65: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Sediment/Biotoptypen als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Sediment/Biotoptypen als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Wasser

Für das Schutzgut Wasser wurde keine eigenständige Bestandsbewertung durchgeführt. Da die Prognose der vorhabenbedingten Struktur- und Funktionsveränderungen jedoch insgesamt als gering bewertet werden, ist nicht von einer Gefährdung des Schutzgutes Wasser als Bestandteil der Meeresumwelt auszugehen.

Schutzgut Klima/Luft

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Klima/Luft im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine hohe Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als gering bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Klima/Luft als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 66: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Klima/Luft als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Klima/Luft als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Makrozoobenthos

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Makrozoobenthos im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine mittlere Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als mittel bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Makrozoobenthos als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 67: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Makrozoobenthos als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Makrozoobenthos als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Fischfauna

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Fischfauna im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine mittlere Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als mittel bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Fischfauna als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 68: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Fischfauna als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Fischfauna als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Avifauna – Rastvögel und Nahrungsgäste

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Avifauna (Rastvögel und Nahrungsgäste) im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine mittlere Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als gering bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Avifauna (Rastvögel und Nahrungsgäste) als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 69: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Avifauna (Rastvögel und Nahrungsgäste) als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Avifauna (Rastvögel und Nahrungsgäste) als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Marine Säugetiere

Die Bestandsbewertung ergibt für das Schutzgut Marine Säugetiere im Bereich des Pilotgebietes Sandbank 24 eine mittlere Bedeutung. Die prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen werden als mittel bewertet. Bestandsbeschreibung sowie Struktur- und Funktionsveränderung werden in der nachfolgenden Matrix verschnitten und daraus die Gefährdung des Schutzgutes Marine Säugetiere als Bestandteil der Meeresumwelt ermittelt.

Tab. 70: Ermittlung der Gefährdung des Schutzgutes Marine Säugetiere als Bestandteil der Meeresumwelt.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Schutzgutes Marine Säugetiere als Bestandteil der Meeresumwelt ist durch die Realisierung des Vorhabens nicht zu erwarten.

Schutzgut Mensch

Entfällt

Schutzgut Landschaft

Entfällt

Schutzgut Kultur- und sonstige Sachgüter

Entfällt

Insgesamt verdeutlicht die Ermittlung der Umweltauswirkungen auf die einzelnen Schutzgüter als Bestandteil der Meeresumwelt, dass eine Gefährdung der einzelnen Schutzgüter nicht zu erwarten ist. Für alle Schutzgüter ist ein großräumiger Fortbestand der betroffenen Strukturen und Funktionen auch nach Realisierung des Vorhabens zu erwarten.

Auch unter Berücksichtigung von Wirkpfaden und Wechselwirkungen der Schutzgüter untereinander sind keine Auswirkungen erkennbar, die zu einer Gefährdung der einzelnen Schutzgüter führen könnten.

Eine Gefährdung der Meeresumwelt ist durch das geplante Vorhaben nicht erkennbar.

8.2 Gefährdung des Vogelzuges

Ausgehend von der im Rahmen der Bestandsbeschreibung ermittelten mittleren Bedeutung des Gebietes - resultierend aus dem Fehlen von Leitlinien und Konzentrationsbereichen, der geringen Intensitäten während des Tagzuges, der mittleren bis hohen Intensitäten während des Nachtzuges und der durchschnittlichen Artenzahl - sowie der oben aufgeführten mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen durch das geplante Vorhaben kann keine Gefährdung des Schutzgutes Zugvögel als Bestandteil der Meeresumwelt abgeleitet werden.

Tab. 71: Ermittlung der Gefährdung des Vogelzuges.

		Bestandsbewertung		
		geringe Bedeutung	mittlere Bedeutung	hohe Bedeutung
Struktur- und Funktionsveränderung	keine	-	-	-
	gering	-	-	-
	mittel	-	-	Gefährdung
	hoch	-	Gefährdung	Gefährdung
	sehr hoch	Gefährdung	Gefährdung	Gefährdung

Eine Gefährdung des Vogelzuges im Sinne der Seeanlagenverordnung ist nicht zu erwarten.

8.3 Gesamteinschätzung der Umweltverträglichkeit

Die Bewertung der Umweltverträglichkeit ergibt sich aus der Bedeutung der betroffenen Schutzgüter am Standort Sandbank 24 und aus der Schwere der prognostizierten Struktur- und Funktionsveränderungen. Aus den hier festgestellten überwiegend geringen bis mittleren Struktur- und Funktionsveränderungen ist trotz der mittleren bis hohen Bedeutung der einzelnen Schutzgüter eine Gefährdung der Meeresumwelt und des Vogelzuges nicht anzunehmen. Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes ist von einer Umweltverträglichkeit auszugehen. Diese Aussage sollte allerdings auf der Grundlage der Daten des zweiten Erfassungsjahres überprüft werden. Die im folgenden Kapitel aufgeführten Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung würden zu einer weiteren Reduzierung vorhabenbedingter Auswirkungen auf einzelne Bestandteile der Meeresumwelt führen. Dies scheint nachzeitigem Kenntnisstand besonders für die Beeinträchtigungen der Schweinswale durch bau- und betriebsbedingte Schallemissionen sowie Maßnahmen zur Reduzierung des Vogelschlages wünschenswert.

9. Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung

Bau, Anlage und Betrieb des geplanten Offshore-Windparks Sandbank 24 führen z.T. zu Auswirkungen mit hoher Intensität, die sich durch geeignete Maßnahmen vermeiden oder mindern lassen. Diese Maßnahmen beziehen sich v.a. auf die konkrete technische Ausgestaltung des Vorhabens (z.B. Anlagenkonfiguration, Positionierung, etc.).

Anzumerken ist an dieser Stelle, dass zahlreiche wichtige Minimierungs- bzw. Vermeidungsmaßnahmen bereits in der technischen Planung des Vorhabens realisiert wurden bzw. sich in der Standortwahl widerspiegeln. Der durch den Projektträger gewählte Standort befindet sich in einer Entfernung >90 km zur Insel Sylt bzw. zur deutsch-dänischen Küste. Auswirkungen auf die Schutzgüter Mensch und Landschaftsbild sind somit quasi nicht gegeben. Zudem handelt es sich bei dem gewählten Standort um ein potenzielles Eignungsgebiet für die Errichtung von Windenergieanlagen. Ausgewiesene und auch potenzielle Schutzgebiete befinden sich in großer Entfernung. Weiterhin ist vorgesehen die Anlagen in einem Abstand von 1.000 m zueinander zu positionieren, so dass zwischen den Anlagen vergleichsweise große Bereiche in ihrer derzeitigen Struktur erhalten bleiben. Vorausgesetzt, dass die Vögel den Windpark aktiv durchfliegen, trägt die geplante Positionierung zu einer Minimierung des Vogelschlages und der Barrierewirkung bei.

Weitere Minimierungen vorhabenbedingter Wirkungen resultieren aus der Verwendung von Drehstromkabeln als parkinterne Verkabelung (Reduzierung elektromagnetischer Felder), dem Einspülen der Kabel in 1 m Tiefe (Reduzierung elektromagnetischer Felder, Minimierung der Sedimenterwärmung in den oberen Sedimentschichten), dem Verzicht auf TBT-haltige Anti-Fouling-Anstriche sowie der Vermeidung von Schadstoffemissionen durch gekapselte Generatoren und Vorrichtungen zum Auffangen von Tropfverlusten.

Weitere allgemeine und schutzgutspezifische Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Minderung werden im Folgenden genannt. Eine Berücksichtigung dieser Empfehlungen würde zu einer weiteren Reduzierung vorhabenbedingter Auswirkungen führen.

Allgemein

- Sicherstellung, dass weder bei der Errichtung noch beim Betrieb der Anlagen nach dem Stand der Technik vermeidbare Emissionen von Schadstoffen, Schall und Licht auftreten werden.
- Verwendung von schadstofffreiem Korrosionsschutz.
- Einsatz eines Verkehrssicherungsfahrzeuges während der Bauphase zur Vermeidung von Kollisionen.
- Kennzeichnung aller eingesetzten Geräte und des Verkehrsverhaltens entsprechend den Internationalen Kollisionsverhütungsregeln (KVR).
- Fachgerechte Entsorgung von Ölrückständen der Maschinenanlagen, Fäkalien, Verpackungen, Abfälle sowie Abwässer an Land.

- Erstellung eines „Abfallkonzeptes“ für den Betrieb.
- Es sollte angestrebt werden, die Errichtung des OWP im Wesentlichen möglichst innerhalb eines Kalenderjahres zu realisieren, um die baubedingten Beeinträchtigungen so gering wie möglich zu halten.
- Aufstellung eines Notfallplans für Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen während der Bauphase.
- Verwendung biologisch abbaubarer Hydrauliköle/Schmieröle sofern verfügbar und vom WEA-Hersteller zertifiziert.

Sediment

- Einspülung der Kabel mittels Jetting-Verfahren, so dass die Störung der oberflächennahen Sedimente möglichst gering gehalten wird.
- ggf. Veränderung der Kabelquerschnitte zur Reduzierung von Stromwärmeverlusten im Bereich der parkinternen Verkabelung.

Wasser

- Einspülung der Kabel mittels Jetting-Verfahren, so dass die Beeinträchtigung der hydrologischen und morphologischen Situation am Standort möglichst gering gehalten wird (Grabenbildung, Auflandungen, etc.).

Schutzgut Makrozoobenthos (MZB)

- Einspülung der Kabel mittels Jetting-Verfahren, so dass der Eingriff in das Sediment als Lebensstätte des Makrozoobenthos sowie die unmittelbare Schädigung des Benthos möglichst gering gehalten wird.
- Ggf. Veränderung der Kabelquerschnitte zur Reduzierung von Stromwärmeverlusten und somit Minimierung von Auswirkungen auf das Benthos in den oberen Sedimentschichten.

Fische

- Einspülung der Kabel mittels Jetting-Verfahren, so dass der Eingriff in das Sediment als Lebensstätte der Fischfauna sowie die unmittelbare Schädigung von Fischen möglichst gering gehalten wird.
- Ggf. Veränderung der Kabelquerschnitte zur Reduzierung von Stromwärmeverlusten und somit Minimierung von Auswirkungen auf die demersale Fischfauna.

- Einsatz lärmindernder Aggregate entsprechend dem aktuellen Stand der Technik (z.B. Vibrationsrammen, am Boden befestigte Bohrplattformen, schallgedämpfte Generatoren, Dieselbären, etc.) zur Minderung schallbedingter Wirkungen auf die Fischfauna.
- Bei Einsatz von Impulsrammen Verwendung des "ramp-up" Verfahrens mit allmählich ansteigender Intensität und Frequenz der Rammschläge, so dass die Gefahr einer Schädigung von Fischen minimiert wird.
- Vermeidung von Schallverstärkung durch Reflektion an den Schichten Luft-Wasser und Wasser-Sediment durch geeignete Einstellung der Rammen.
- Entkoppelung von Getriebe, Gondel und Turm zwecks Minimierung betriebsbedingter Schalleinträge nach dem aktuellen Stand der Technik.
- evtl. Verfüllung des Mastfußes mit Beton, Sand o.ä. zur Verminderung der Eigenschwingung der Anlagen.

Avifauna

- Bezüglich der Farbgebung und Beleuchtung von WEA/OWP und die Auswirkung auf die Avifauna besteht derzeit noch Prognoseunsicherheit. Der Antragsteller sollte unter Berücksichtigung der Richtlinien der WSD eine Farbgebung/Beleuchtung wählen, die entsprechend dem Kenntnisstand zum Zeitpunkt des Baus der Anlagen die geringsten Beeinträchtigungen der Avifauna in Aussicht stellen.
- In Massenzugnächten sollte zur Verminderung des Vogelschlages das Abschalten der Anlagen in Erwägung gezogen werden. Diese Minimierungsmaßnahme sollte sich allerdings nicht auf einen einzelnen Windpark beziehen, sondern müsste als integriertes Konzept für sämtliche Windparks der Deutschen Bucht realisiert werden.

Marine Säugetiere

- Einsatz von Vergräbern während schallintensiver Bauarbeiten zur Vermeidung/Minderung schallbedingter Wirkungen auf die Meeressäuger.
- Einsatz lärmindernder Aggregate entsprechend dem aktuellen Stand der Technik (z.B. Vibrationsrammen, am Boden befestigte Bohrplattformen, schallgedämpfte Generatoren, Dieselbären, etc.).
- Bei Einsatz von Impulsrammen Verwendung des "ramp-up" Verfahrens mit allmählich ansteigender Intensität und Frequenz der Rammschläge, so dass die Gefahr einer Schädigung von marinen Säugetieren minimiert wird.
- Vermeidung von Schallverstärkung durch Reflektion an den Schichten Luft-Wasser und Wasser-Sediment durch geeignete Einstellung der Rammen.

- Lärminderung durch Erzeugung eines "Luftblasenvorhangs" durch Verlegung von Luftröhren am Meeresboden um die Baustelle herum (sofern Wirksamkeit sichergestellt).
- Entkoppelung von Getriebe, Gondel und Turm zwecks Minimierung betriebsbedingter Schalleinträge nach dem aktuellen Stand der Technik.
- Evtl. Verfüllung des Mastfußes mit Beton, Sand o.ä. zur Verminderung der Eigenschwingung der Anlagen und weitere konstruktive Maßnahmen zur Minderung der Schallemissionen.

10. Kumulative Wirkungen weiterer Planungen, Projekte, Pläne und Vorhaben

Kumulierende Vorhaben werden durch § 3b UVPG definiert als Vorhaben „derselben Art, die gleichzeitig von demselben oder mehreren Trägern verwirklicht werden sollen und in einem engen Zusammenhang stehen..." (s.a. BRANDT & RUNGE 2002).

10.1 Beschreibung der zu berücksichtigenden kumulativen Vorhaben

10.1.1 Sonstige Offshore-Windparks

Gemäß der Vorgaben der Genehmigungsbehörde sind kumulative Umweltauswirkungen benachbarter beantragter Windpark-Vorhaben immer dann in der Umweltverträglichkeitsstudie zu berücksichtigen, wenn sich diese rechtlich verfestigt haben. Von einer solchen rechtlichen Verfestigung ist auszugehen, wenn die eingereichte UVS und Risikoanalyse zur Entscheidungsreife führen (BSH schriftl. 2002). Hierbei handelt es sich um die Windparks „Butendiek“, „DanTysk“, „Horns Rev“ (Dänemark) und „Nördlicher Grund“.

Grundlage für die Beurteilung bilden die geographische Lage, die Flächengröße der geplanten Vorhaben sowie die Anzahl der geplanten WEA (sofern bekannt). Zusätzlich wurde die Entfernung der OWPs zum Planungsgebiet berücksichtigt.

Die wesentlichen Kenndaten der kumulativen Vorhaben fasst **Tab. 72** zusammen. Die Lage der Vorhaben verdeutlicht **Abb. 62**.

Tab. 72: Kenndaten der zu berücksichtigenden Vorhaben mit kumulativer Wirkung (Quelle: BSH schriftl.).

	Pilot- gebiet	OWP Butendiek	OWP Nördlicher Grund	OWP DanTysk	OWP HornsRev
Anzahl WEA	120	80	87	80	80
Fläche (in km²)	156	42	100	119	34
Abstand zum Planungsgebiet	-	ca. 68 km	0 km (teilw. Überschneidung der geplanten Pilotgebiete)	ca. 38 km	ca. 79 km

Da die technische Ausgestaltung (Nabenhöhe, Rotordurchmesser, Anlagentyp, Nennleistung, Abstand der WEA untereinander etc.) der einzelnen Vorhaben nicht bekannt ist, werden die technischen Kenndaten des OWP „Sandbank 24“ zur Beurteilung der kumulativen Auswirkungen zu Grunde gelegt.

Die Abschätzung der kumulativen Wirkungen erfolgt außerdem überschlägig ohne konkrete Kenntnis der naturräumlichen Situation (Abundanz von Arten, Sedimentverteilung etc.) im Bereich der kumulativen Vorhaben.

10.1.2 Kabelanbindung

Neben den beschriebenen Offshore-Windparks sind deren landseitige Kabelanbindungen grundsätzlich als kumulierende Vorhaben zu berücksichtigen. Die geplante Abführung des Stroms des OWP Sandbank 24 ist in Abb. 62 dargestellt, die genaue Trassenführung ist aber derzeit noch nicht festgelegt. Über die geplante Anlandung der anderen hier zu betrachtenden Windparks liegen uns keine Informationen vor. Für den OWP Sandbank 24 ist die Verwendung von HGÜ-Kabeln mit Rückleiter geplant. Angaben zur technischen Ausgestaltung der Netzanbindung der anderen hier betrachteten Windparks liegen nicht vor.

Aufgrund der begrenzten Anzahl an Netzeinspeisepunkten und der zeitlich ähnlichen Verfahrensstände der noch in Planung befindlichen Windparks ist eine räumlich und zeitlich nah beieinander liegende Verlegung der Kabel nicht auszuschließen. Daraus können kumulative baubedingte Auswirkungen resultieren, die zum derzeitigen Planungsstand jedoch nicht zu quantifizieren sind. Dies ist Aufgabe der jeweiligen gesondert durchzuführenden Genehmigungsverfahren für die Netzanbindung. Dies gilt auch für mögliche betriebsbedingte kumulative Wirkungen der Kabel.

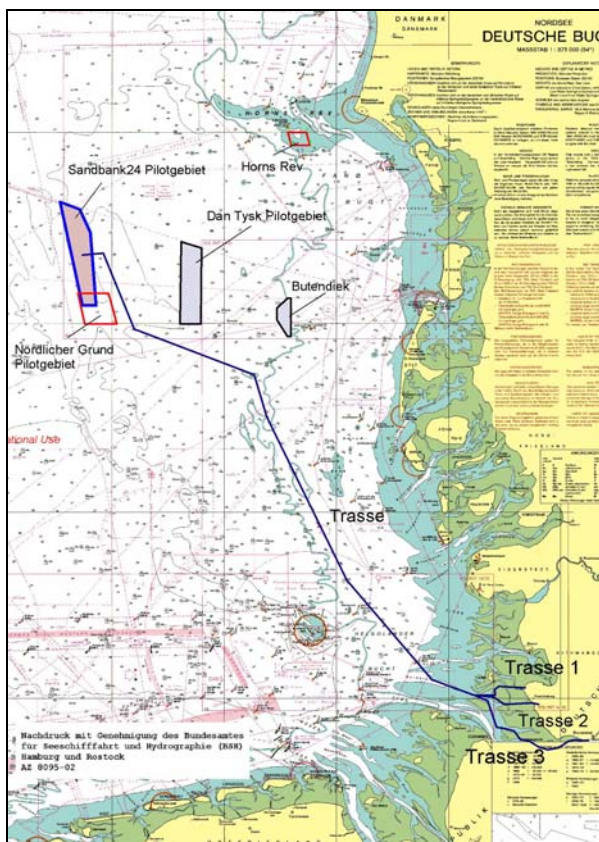


Abb. 62: Übersicht über die zu berücksichtigenden Vorhaben mit kumulativer Wirkung.

10.2 Beschreibung der kumulierenden Umweltauswirkungen

10.2.1 Sediment/Biotoptypen

Offshore-Windparks

Aufgrund der Kleinräumigkeit intensiver Wirkungen bzw. der geringen Intensität mittlräumiger Wirkungen sind kumulative Wirkungen durch die geplanten Offshore-Windparks nicht absehbar.

Kabelanbindung

Aufgrund der Kleinräumigkeit der Wirkungen sind kumulative Wirkungen auf das Schutzgut Wasser nicht wahrscheinlich, allerdings letztlich erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen.

10.2.2 Wasser (Hydrologie / Morphologie einschl. Wasserqualität)

Offshore-Windparks

Nach ZIELKE (2000), MITTENDORF et al. (2001) und MAYERLE et al. (2002) führt die Errichtung eines Windparks zu einer geringfügigen Reduzierung der Meeresströmungen innerhalb der Flächen des Windparks und zu einer geringfügigen Erhöhung der Meeresströmungen im unmittelbaren Umfeld. Weiterhin ist von einer geringen Dämpfung des Seegangs auszugehen. Die von MAYERLE et al. (2002) durchgeführten Modellberechnungen für den Windpark Sandbank 24 ergaben eine maximale Reichweite einer Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit um 0,02 m/s von 8 km (bei Sturm) bzw. 1,6 km (bei ruhigen Bedingungen). Nach den Angaben von MAYERLE et al. (2002) sind keine kumulierenden Wirkungen mit den anderen betrachteten Windparks zu erwarten. Im Rahmen dieser Simulation wurde allerdings der Windpark „Nördlicher Grund“ nicht berücksichtigt. Da sich das hier beschriebene Planungsvorhaben OWP „Sandbank 24“ in enger Nachbarschaft zu diesem befindet (s. Abb. 62), könnten die Wirkungen auf die Strömungsgeschwindigkeit kumulieren. Aufgrund der engen Nachbarschaft der zwei genannten Windparks könnte es eventuell in diesem Bereich zu einer Überlagerung und damit Verstärkung der Veränderungen der Strömung und des Wellenfeldes kommen. Durch die insgesamt nur geringen Veränderungen von Strömung und Wellenfeld sind auch in der Kumulation der Wirkungen allerdings nicht mehr als geringe Struktur- und Funktionsveränderungen für das Schutzgut zu erwarten. Wenn es jedoch über die jetzt geplanten Parks zu einem weiteren Ausbau der Parks in diesem Gebiet kommen sollte, ist eine erneute Überprüfung möglicher kumulativer Wirkungen mit einem numerischen Modell zu empfehlen.

Kabelanbindung

Aufgrund der Kleinräumigkeit bzw. der geringen Intensität der Wirkungen sind kumulative Wirkungen auf das Schutzgut Wasser nicht absehbar.

10.2.3 Klima

Offshore-Windparks

Die geringen Auswirkungen auf das Klima bzw. Luftströmungen werden auch im Zusammenspiel von fünf Windparks gering bleiben. Die entlastende Auswirkung durch die Einsparung von CO₂ – Emissionen werden sich entsprechend erhöhen.

Kabelanbindung

Aufgrund der Kleinräumigkeit bzw. der geringen Intensität der Wirkungen sind kumulative Wirkungen auf das Schutzgut Klima nicht absehbar.

10.2.4 Makrozoobenthos

Offshore-Windparks

Das Einbringen der Fundamente, des Kolkschutzes und der Masten führt zu einem Angebot an Hartsubstrat, das u.a. von großen Filtrierern wie z.B. *Mytilus edulis* oder *Hiatella arctica* besiedelt wird. Da diese Hartsubstratsiedler nicht nur Nahrungspartikel mit dem Filterwasser aufnehmen, sondern auch die im Wasser enthaltenen Ausbreitungsstadien der Makrofauna (Larven), wird die Mortalität dieser Ausbreitungsstadien im Gebiet erhöht. Dieser Effekt kann durch die Errichtung mehrerer Windparks in einem Gebiet zumindest theoretisch zu kumulativen Wirkungen führen. Eine Abschätzung wird anhand der Ergebnisse des Monitorings möglich sein, da dieses auch die Besiedlung der Fundamente dokumentieren wird. Die Ergebnisse können somit bei Entscheidungen über einen eventuellen weiteren Ausbau der Parks oder auch weiterer Parks in diesem Seegebiet berücksichtigt werden.

Kabelanbindung

Ein wesentlicher Teil der Umweltwirkungen durch die Netzanbindung der OWPs wird ausschließlich während der Bauzeit (Störungen durch Baubetrieb, Verlegefahrzeuge, Trübung, Sedimentumlagerung, etc.) und auf einem räumlich eng begrenzten Bereich stattfinden. Kumulative Umweltwirkungen in Verbindung mit den anderen OWPs sind wenig wahrscheinlich, allerdings letztlich erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen.

Während des Betriebes der Kabel wird es sowohl im Bereich der parkinternen Verkabelungen der Windparks als auch entlang der Kabeltrassen zur Landanbindung der OWPs zu einer Erwärmung der oberflächennahen Sedimente bzw. des Interstitialwassers kommen. Damit erhöht sich auch die Umgebungstemperatur des in diesem Bereich siedelnden Makrozoobenthos. Die physiologischen Folgen von Temperaturänderungen sind oben beschrieben. Sowohl für die parkinternen Verkabelungen als auch für die Netzanbindungen an Land können zum derzeitigen Planungsstand allerdings noch keine differenzierten Aussagen über die kabelinduzierte Erwärmung des Sedimentes getroffen werden, so dass eine Abschätzung möglicher kumulativer Wirkungen derzeit nicht möglich ist und im Rahmen der Genehmigungsverfahren für die Kabelanbindungen beurteilt werden

muss. Durch eine tiefere Verlegung der Kabel ist eine Minderung möglicher kumulativer Auswirkungen möglich.

Durch die Nutzung eng benachbarter Trassen für die Netzanbindung der jeweiligen OWPs kann bei einer Kreuzung eulitoral, schlickgeprägter Bereiche u.U. die Förderung bzw. Initiierung einer Botulismusepidemie durch eine kabelinduzierte Erwärmung des Sediments verstärkt werden. Auf der Grundlage des derzeitigen Kenntnisstandes zu den jeweiligen Netzanbindungen ist dieser Aspekt allerdings nicht zu quantifizieren und muss im Rahmen der Genehmigungsverfahren für die Kabelanbindungen beurteilt werden.

10.2.5 Fischfauna

Offshore-Windparks

Für die Fischfauna wird es anlage- und betriebsbedingt sowohl zur Attraktion für bestimmte Arten als auch u.U. zu einem gewissen artspezifischen Vergrämungseffekt durch Betriebsgeräusche kommen. Ob dies im Zusammenspiel der verschiedenen Faktoren insgesamt dazu führt, dass es zu veränderten Wirkungen des Pilotgebietes auf das umliegende Seegebiet kommt, kann derzeit nicht sicher entschieden werden, erscheint aber wenig wahrscheinlich. Nur dann wären jedoch kumulative Wirkungen denkbar. Eine Abschätzung wird anhand der Ergebnisse des Monitorings möglich sein, da dieses die Veränderungen der Fischfauna insgesamt dokumentieren wird. Die Ergebnisse können somit bei Entscheidungen über einen eventuellen weiteren Ausbau der Parks in diesem Seegebiet berücksichtigt werden.

Kabelanbindung

Ein wesentlicher Teil der Umweltwirkungen durch die Netzanbindung der OWPs wird ausschließlich während der Bauzeit (Störungen durch Baubetrieb, Verlegefahrzeuge, Trübung, Sedimentumlagerung, etc.) und auf einem räumlich eng begrenzten Bereich stattfinden. Kumulative Umweltwirkungen in Verbindung mit den anderen OWPs sind wenig wahrscheinlich, allerdings letztlich erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen.

Die durch die Drehstromanbindung entstehenden Magnetfelder der drei Einzelleiter kompensieren sich nachzeitigem Kenntnisstand gegenseitig nahezu vollständig und das entstehende Feld ist kaum noch nachweisbar. Auswirkungen auf das Orientierungsverhalten bzw. eine Barrierewirkung durch magnetische Felder sind somit nicht zu erwarten. Dies gilt unter der Voraussetzung, dass Drehstromkabel oder andere Kabeltypen mit sehr geringem elektromagnetischem Feld für die Parks eingesetzt werden. Da dazu keine Informationen vorliegen, ist dies erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen und muss in den einzelnen Genehmigungsverfahren für die Kabelanbindungen betrachtet werden.

10.2.6 Avifauna – Rastvögel und Nahrungsgäste

Offshore-Windparks

Verkleinerung des Lebensraumes: Mit der Realisierung mehrerer OWPs kann es zu einer Verminderung des Lebensraumes für störepfindliche, rastende Vogelarten wie z. B. Seetaucher oder Meeresenten kommen. Die fünf Windparks beanspruchen eine Fläche von ca. 450 km². Die Verminderung des Lebensraumes ist jedoch nicht gleichbedeutend mit einer Dezimierung der Rastbestände, da die Arten auf andere Bereiche der Nordsee ausweichen können. Möglicherweise treten auch Gewöhnungseffekte auf. Dann können die OWPs selbst für störepfindliche Arten günstige Nahrungsgebiete darstellen, da durch das Nutzungsverbot in diesen Bereichen das Angebot an Nahrungstieren möglicherweise höher sein wird als in der Umgebung. Dies gilt vor allem für fischfressende Arten. Auch für muschelfressende Entenarten könnte sich das Nahrungsangebot aber durch eine Besiedlung des Hartsubstrates der WKA durch Mollusken verbessern. Dies gilt aber vor allem für die OWPs in Gebieten mit geringeren Tiefen (z. B. Horns Rev). Bereiche mit größeren Tiefen, wie das Gebiet der Sandbank 24, werden derzeit kaum von Enten aufgesucht.

Vogelschlag: Mit der Realisierung aller fünf OWPs steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Vögel bei Flugbewegungen über der Nordsee auf einen Windpark treffen an. Auch das Vogelschlagrisiko erhöht sich damit weiter, insbesondere bei ungünstigen Witterungsbedingungen. So kommt es z.B. regelmäßig bei starken Stürmen zu einer Verlagerung von Hochseevögeln in küstennahe Gewässer. Es ist theoretisch denkbar, dass bei westlichen Winden Vögel auf dem Weg an die Küste mehrere OWPs nacheinander durchfliegen müssen, was für durch den Sturm geschwächte Tiere das Risiko von Vogelschlag erhöhen würde. Durch die verschiedenen OWPs kommt es in jedem Fall zu einer Addition der an den einzelnen Windparks getöteten Individuen. Aufgrund des sehr geringen Anteils der auch bei Realisierung aller 5 OWPs bzw. der Pilotphasen überbauten Fläche an der der südlichen Nordsee ist es unwahrscheinlich, dass die Verluste für einzelne Rastvogelarten so weit ansteigen, dass es zu einer Schädigung auf der Populationsebene kommt. Dies kann allerdings derzeit nicht sicher abgeschätzt werden und vor einem weiteren Ausbau der Parks sollte anhand der Ergebnisse des Monitorings eine Überprüfung stattfinden.

Barrierewirkung: Die weithin sichtbaren Anlagen stellen möglicherweise für einzelne Vogelarten eine Barriere dar. So könnten z. B. Seetaucher bei Flügen durch das Gebiet irritiert bzw. verschreckt werden und demzufolge bestrebt sein, den Anlagen auszuweichen bzw. sie großräumig zu umfliegen. Dies kann Energieverlust und Schwächung der Vitalität zur Folge haben (Gewöhnungseffekte sind nicht immer gegeben, da z. B. die Winterrastgebiete mancher Arten von Jahr zu Jahr wechseln). Mit der Genehmigung aller fünf betrachteten OWPs steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Vögel bei Flugbewegungen überhaupt auf einen Windpark zu treffen an, so dass störepfindliche Arten theoretisch auf ihren Flügen über der Nordsee mehrfach zu Ausweichbewegungen gezwungen werden, die einen höheren Energieaufwand bedeuten. Es erscheint allerdings unwahrscheinlich, dass dieser Mehraufwand durch kumulative Wirkungen so groß wird, dass es zu zusätzlichen Verlusten bei störepfindlichen Arten kommen wird.

Kabelanbindung

Die Verlegung der Kabel für die Netzanbindung erfolgt mit großer Wahrscheinlichkeit durch die Flächen des Nationalparks schleswig-holsteinisches Wattenmeer. Kumulative Auswirkungen auf die

Brut-, Rast- und Mauservögel des Wattenmeeres sind bei zeitgleicher bzw. zeitlich nah beieinanderliegender Verlegung mehrerer Netzanbindungen nicht auszuschließen, derzeit aber nicht zu quantifizieren. Da dazu keine Informationen vorliegen, ist dies erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen und muss in den einzelnen Genehmigungsverfahren für die Kabelanbindungen betrachtet werden.

10.2.7 Avifauna – Zugvögel

Offshore-Windparks

Vogelschlag: Ein erhöhtes Vogelschlagrisiko ist vor allem bei plötzlich einsetzendem Nebel oder Regen bzw. sehr starken oder böigen Winden gegeben, wenn die Vögel in geringer Höhe fliegen müssen und das Hindernis nicht mehr wahrnehmen können. Das Kollisionsrisiko, das von den nicht im Betrieb befindlichen Anlagen ausgeht, wird durch die drehenden Rotoren verstärkt, da der drehende Rotor eine faktisch deutlich größere Fläche einnimmt und außerdem durch die Bewegung in seinen Dimensionen von Zugvögeln schwieriger einzuschätzen ist.

Es ist anzunehmen, dass nur in wenigen Nächten eines Jahres bei ungünstigen Wetterbedingungen eine größere Anzahl Vögel in den direkten Bereich der Windparks gelangen und dort mit den Anlagen kollidieren könnte. Wie hoch die Anzahl der mit den Windkraftanlagen kollidierenden Vögel ist, kann derzeit nicht sicher abgeschätzt werden. Nach den vorliegenden Erfahrungen mit anderen, vergleichbaren Einrichtungen sowie nach den Untersuchungsergebnissen von BIOLA (2003a) werden die einzelnen Arten entsprechend ihrer Häufigkeit auf See davon betroffen sein. Durch die verschiedenen OWPs kommt es in jedem Fall zu einer Addition der an den einzelnen Windparks getöteten Individuen. Aufgrund des sehr geringen Anteils der auch bei Realisierung aller 5 OWPs bzw. der Pilotphasen überbauten Fläche an der der südlichen Nordsee ist es unwahrscheinlich, dass die Verluste für einzelne Zugvogelarten so weit ansteigen, dass es zu einer Schädigung auf der Populationsebene kommt. Dies kann allerdings derzeit nicht sicher abgeschätzt werden und vor einem weiteren Ausbau der Parks sollte anhand der Ergebnisse des Monitorings eine Überprüfung stattfinden bzw. im ungünstigsten Fall eine Abschaltung der Anlagen in starken Zugnächten beauftragt werden.

Barrierewirkung: Mit der Realisierung aller fünf betrachteten Windparks steigt die Wahrscheinlichkeit von Zugvögeln bei ihrem Weg über die Nordsee Ausweichbewegungen durchführen zu müssen deutlich an. In Abhängigkeit von der Zugrichtung und der Richtung der Ausweichbewegungen könnten sie nacheinander theoretisch auch auf mehrere Parks treffen. Es ist jedoch unwahrscheinlich, dass die durch diese Ausweichbewegungen entstehenden Umwege die Fitness der Vögel so stark beeinflussen können, dass hieraus größere Verluste resultieren. Dass Entfernungen von einigen hundert Kilometern über See generell für Zugvögel keine Barrieren darstellen, zeigt z. B., dass Singvögel das Mittelmeer in breiter Front überqueren und keine Zugkonzentrationen am Bosphorus, bei Gibraltar oder bei Sizilien auftreten. Problematisch wirken sich Ausweichbewegungen wahrscheinlich für bereits geschwächte Individuen aus. Der erforderliche energetische Mehraufwand für die Ausweichbewegungen könnte möglicherweise dazu führen, dass in dieser Gruppe die Sterblichkeit geringfügig ansteigt. Selbst durch kumulative Wirkungen der OWPs dürften hieraus aber keine starken Schädigungen auf der Populationsebene entstehen.

Kabelanbindung

Kumulative Auswirkungen sind nicht absehbar.

10.2.8 Marine Säugetiere

Offshore-Windparks

Für die Säuger werden je nach Art unterschiedliche Auswirkungen erwartet, über die jedoch momentan noch keine gesicherten Aussagen möglich sind. Bei Schweinswalen wird von vermutlich kleinräumigen Auswirkungen ausgegangen. Bei Robben können Verhaltensreaktionen auch mittelräumig auftreten. Da im Untersuchungsgebiet v.a. Schweinswale und relativ selten andere Meeressäuger vorkommen, wird im Folgenden nur auf diese Art eingegangen.

Kumulative Wirkungen der fünf OWP sind nicht auszuschließen, wenn die Fläche der OWPs einen erheblichen Teil des Lebensraums der Schweinswale umfassen sollte und keine Habituation stattfindet. Die Tiere würden den Nahbereich der Anlagen dann dauerhaft meiden. Tritt ein Habituationseffekt ein, ist davon auszugehen, dass die Windparks nach einer Gewöhnungsphase nicht gemieden werden und keine negativen kumulativen Wirkungen zu beobachten sind. Selbst wenn die OWPs gemieden werden sollten, können die Windparks von den Tieren umschwommen werden. Eine Barriere-Wirkung sowie die Bildung großflächiger gemiedener Bereiche auch zwischen zwei benachbarten Windparks ist nicht anzunehmen, da sich die Auswirkungen der OWP auf Schweinswale sehr wahrscheinlich auf den Nahbereich der Anlagen beschränken werden. Allerdings stünde die Fläche der Windparks dann nicht mehr als Aufzuchtgebiet bzw. für die Nahrungssuche zur Verfügung. Das Ausmaß eventueller kumulativer Wirkungen hängt also neben der Größe im Wesentlichen von der Funktion der jeweiligen Gebiete für Schweinswale ab. Über diese Funktionen ist noch sehr wenig bekannt, die vorliegenden Ergebnisse sind auch mit relativ hohen methodischen Unsicherheiten behaftet.

Kumulative Auswirkungen auf das Schutzgut Marine Säugetiere (hier v.a. Schweinswale) sind wahrscheinlich nur zu erwarten, wenn die Flächen aller fünf OWP wichtige Funktionen für die Aufzucht bzw. die Nahrungssuche haben und gleichzeitig einen erheblichen Flächenanteil am Lebensraum von Schweinswalen einnehmen. Die Fläche aller fünf OWP ist mit 451 km² im Verhältnis zum Verbreitungsgebiet des Schweinswals und der Robben in der Nordsee aber sehr klein. Nach HAMMOND et al. (1995) existiert vermutlich ein 300.000 km² umfassendes zusammenhängendes Gebiet mit relativ hohen Schweinswalbeständen in der zentralen und östlichen Nordsee. Die fünf betrachteten OWPs nehmen davon also ca. 0,15% ein, so dass selbst bei vollständiger Meidung dieser Gebiete keine kumulativen Wirkungen zu erwarten sind.

Indirekt führt das Nutzungs- bzw. Fischereiverbot zu einer quantitativen und qualitativen Verbesserung des Nahrungsangebotes, so dass die Windparks ggf. eine Attraktion darstellen.

Nach derzeitigem Kenntnisstand sind die Schallemissionen der WEA im Betrieb zu kleinräumig und in der Bauphase zu kurzfristig, um eine kumulative Wirkung zu erreichen.

Kabelanbindung

Kumulative Auswirkungen auf das Schutzgut marine Säugetiere sind v.a. dann möglich, wenn es durch die Kabelanbindungen zur Entstehung stärkerer elektromagnetischer Felder mit Konsequenzen für das Orientierungsvermögen kommen sollte. Es erscheint allerdings wahrscheinlich, dass nur Kabeltypen zum Einsatz kommen, die nur zu geringen elektromagnetischen Feldern führen werden. Da dazu jedoch keine Informationen vorliegen, ist dies erst bei Vorliegen der konkreten Planunterlagen der verschiedenen Projekte zu beurteilen und muss in den einzelnen Genehmigungsverfahren für die Kabelanbindungen betrachtet werden.

10.2.9 Mensch**Offshore-Windparks**

Durch die Realisierung aller berücksichtigten Projekte kommt es aufgrund des Nutzungsverbotes zu einer erhöhten Barrierewirkung für den Segelsport (Erholung). Da die geplanten Windparks keine direkten Verbindungen zwischen Sporthäfen blockieren und im Verhältnis zum übrigen Meeresraum vergleichsweise wenig Fläche einnehmen, ist eine Verstärkung der Auswirkungen des Vorhabens durch kumulative Wirkungen nicht zu erwarten.

Kumulative Auswirkungen, die durch Auswirkungen auf das Landschaftsbild resultieren, werden in Kap. 10.2.10 erläutert.

Kabelanbindung

Aufgrund der Kleinräumigkeit bzw. der geringen Intensität der Wirkungen, sind kumulative Wirkungen durch die Kabelanbindung nicht zu erwarten.

10.2.10 Landschaft**Offshore-Windparks**

Die Möglichkeiten, Offshore-Windparks von den Stränden Amrums oder Sylts zu sehen, nehmen zu. Die Entfernung der OWP zu den Stränden ist jedoch zu hoch und die Auffälligkeit zu gering, um als landschaftsprägende oder -störende Strukturen wirken zu können. Der küstennahe OWP „Horns Rev“ wird hingegen als auffälliger Bestandteil der Landschaft wirken. Einzelne Segler, die die offene See nutzen, werden häufiger mit dem Anblick von OWP konfrontiert werden. Die mit OWP's bebaute Fläche wird jedoch gegenüber der Gesamtfläche des Küstenmeeres nur einen sehr geringen Anteil einnehmen, so dass auch für Segler weiterhin ausreichend Flächen bestehen, wo das Meer als „grenzenlos“ bzw. un bebaut wahrgenommen werden kann. Die kumulativen Wirkungen werden die Auswirkungen des Vorhabens nicht verstärken.

Kabelanbindung

Aufgrund der Kleinräumigkeit bzw. der geringen Intensität der Wirkungen sind kumulative Wirkungen nicht absehbar.

10.2.11 Kultur- und Sachgüter

Im Planungsgebiet sind keine Kultur- und Sachgüter betroffen. Kumulative Wirkungen sind demnach nicht zu erwarten.

11. Literatur

- ABT, K., 2001: Robbenmonitoring im schleswig-holsteinischen Wattenmeer 2001. - Bericht an das Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Kiel: 36 S.
- ADELUNG, D., G. HEIDEMANN, K. FRESE, J. DUINKER, E. HAASE & G. SCHULZ, 1997: Untersuchung an Kleinwalen als Grundlage eines Monitorings. - BMBF-Projekt 03F0139A (Schlussbericht).
- ALLEN, M. J., R. K. COWEN, R. J. KAUWLING & C. T. MITCHELL, 1987: Ecology of oil/gas platforms offshore California. - Ocs. Rep. U.S. Miner. Manage. Serv.: 107.
- ANONYMUS, 1994: Underwater Noise of Research vessels. Review and Recommendations. - ICES cooperative research report 209: 60 S.
- ANONYMUS, 1995: Underwater noise of research vessels. Reviews and recommendations. - 209: 1-60.
- ANONYMUS, 2002: Ergebnisprotokoll der Arbeitsgruppe Fische. - In: Auswahl der NATURA 2000 Meeresschutzgebiete. Ergebnisbericht 2. Statusseminar im Rahmen der naturschutzorientierten AWZ-Forschung von 16.-19.09.2002 am BfN-INA, Insel Vilm: 24-30.
- ANSELL, A., C.-P. GÜNTHER & M. BURROWS, 1998: Partial emergence of the bivalve *Donax vitatus* in response to abrupt changes in light intensity and before spawning. - Journal Marine Biology Assessment U.K.
- ASMUS, H. & R. ASMUS, 1998: Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch im Sylt-Rømø-Wattenmeer. - In: GÄTJE, C. & K. REISE (Hrsg.), Ökosystem Wattenmeer - Austausch, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 257-302.
- ASTRUP, J., 1999: Ultrasound detection in fish - a parallel to the sonar-mediated detection of bats by ultra-sound insects? - Comp. Biochem. Physiol. A 124: 19-27.
- AU, W. W. L., 1993: The sonar of dolphins. - Springer-Verlag, New York, Heidelberg: 227 S.
- BACH, L., 1991: Einfluss anthropogen bedingter Störungen auf eine Seehundgruppe (*Phoca vitulina vitulina* L.) auf Mäklappen (Südschweden). - Seevögel 12, Sonderheft 1: 7-9.
- BECKER, G. A., 1990: Die Nordsee als physikalisches System. - In: LOZÁN, J.L., E. RACHOR, B. WATERMANN, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee. Blackwell-Verlag, Berlin: 11-27.
- BENKE, H. & U. SIEBERT, 1994: Zur Situation der Kleinwale im Wattenmeer und der südöstlichen Nordsee. - In: LOZÁN, J.L., E. RACHOR, K. REISE, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Verlag, Berlin: 309-316.
- BENKE, H., U. SIEBERT, R. LICK, B. BANDOMIR & R. WEIß, 1998: The current status of harbour porpoises in German waters. - Archive of Fishery and Marine Research 46 (2): 97-123.
- BEULIG, A., 1982: Social and experimental factors in the responsiveness of sharks to sound. - Fl. Sci. 45: 2-10.

- BIJKERK, R., 1988: Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogte sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek. - Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, NL Haren: 72 S.
- BIOLA, 2003a (Biologisch-landschaftsökologische Arbeitsgemeinschaft): Fachgutachten Meeressäuger. - (Projekträger: Sandbank 24 GmbH & Co. KG), Hamburg: 88 S.
- BISCHOFF, C., 1996: Das Makrozoobenthos schlickiger Böden in der Deutschen Bucht im Vergleich zu früheren Untersuchungen. - (Diplomarbeit) Fachbereich Biologie der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn: 86 S. u. Anhang.
- BLAXTER, J. H. S., 1981: The swimbladder and hesring. - In: TAVOLGA, W.N., A.N. POPPER & R.R. FAY (Hrsg.), Hearing and sound communications in fishies. Springer Verlag, New York, USA: Chap. 3, 61-71.
- BLAXTER, J. H. S., J. A. B. GRAY & E. J. DENTON, 1981: Sound and startle response in herring shoals. - Journal Marine Biology Assesment U.K. 61: 851-869.
- BLAXTER, J. H. S. & D. E. HOSS, 1981: Strattle response in herring: the effect of sound stimulus fequency, size of fish and selective interference with the acoustico-lateralis system. - Journal Marine Biology Assesment U.K. 61: 871-879.
- BLMP, 2002: Meeresumwelt 1997-1998. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Sekretariat Bund-Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee (Hrsg.), Heft 3. Hannover: 103 S.
- BLUME, B., 1996: Zur Situation der Kegelrobben im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer - Wurfsaison 1995/96. - Seevögel 17 (3): 46-55.
- BOHLKEN, H., H. BENKE & J. WULF, 1993: Untersuchungen über Bestand, Gesundheitszustand und Wanderungen der Kleinwalpopulationen (Cetacea) in deutschen Gewässern. - (Endbericht zum FE-Vorhaben des BMU: Nr. 108 05 017/11) Institut für Haustierkunde der Universität Kiel und Forschungs- und Technologiezentrum Westküste: 42 S.
- BOHNSACK, J. A., D. E. HARPER, D. B. MC CLENNAN & M. HULSBERG, 1994: Effects of reef size on colonisation and assemblage structures of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. - Bull. Mar. Sci. 55 (2-3): 796-823.
- BOHNSACK, J. A., D. L. JOHNSON & R. F. AMBROSE, 1991: Ecology of artificial reef habitats an fishes. - In: SEAMAN JR, W. & L.M. SPRAGUE (Hrsg.), Artificial Habitats for Marine and Feshwater Fisheries. Academic Press, San Diego: 61-107.
- BOHNSACK, J. A. & D. L. SUTHERLAND, 1985: Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. - Bull. Mar. Sci. 37 (1): 11-39.
- BONSDORFF, E., 1983: Recovery potential of macrozoobenthos from dredging in shallow brackish waters. - Oceanol. Acta. Proc. 17th EMBS, Brest, France: 27-32 S.
- BORCHARDT, T., 1998: Überlegungen zu einem Kleinwalschutzgebiet vor Sylt und Amrum. - Deutsche Hydrographische Zeitschrit/ German Journal of Hydrography Supplement 8: 125-132.
- BOSELDMANN, A., 1989: Entwicklung benthischer Tiergemeinschaften im Sublitoral der Deutschen Bucht. - (Dissertation Universität Bremen) Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung Bremerhaven, Bremen: 235 S.

- BRECKLING, P., S. BEERMANN-SCHLEIF, I. ACHENBACH, S. OPITZ, M. WALTHERMATH, R. BERGHAHN, W. NELLEN, D. SCHNACK & T. NEUDECKER, 1998: Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Fische und Krebse im Wattenmeer. - Band 1 und 2. Texte des Umweltbundesamtes Berlin FRG Nr. 80: 411 S.
- BRÜGMANN, L., 1993: Meeresverunreinigung: Ursachen, Zustand, Trends und Effekte. - Akademie Verlag, Berlin: 291 S.
- BSH, 1992: Der Küstennahe Gezeitenstrom in der Deutschen Bucht. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg: 29 S.
- BSH, 1994: Klima und Wetter in der Nordsee. - (Sonderdruck aus Nordseehandbuch, östlicher Teil) Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg: o. S.
- BSH, 2000: Nordsee-Handbuch. Teil B: Naturverhältnisse der Nordsee, des Kanals und der west-deutschen Gewässer. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg: o. S.
- BSH, 2001 (Hrsg.): Standortuntersuchungskonzept für die Untersuchung und Überwachung von Offshore Windenergieanlagen (WEA) auf die Meeresumwelt. - Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg: 26 S.
- BSH, 2003: Aufbau und Gliederung einer UVS (Basisuntersuchung) zur Errichtung eines OFFshore-Windparks in der AWZ. Merkblatt. - (unveröffl. Entwurf): o. S.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS & L. THOMAS, 2001: Introductions to distance sampling. - Oxford University Press, Oxford, UK: 432 S.
- CAMPHUYSEN, C. J., 2001: Häufigkeit und räumliche Verteilung der Seevögel im und um das Windparkplanungsgebiet "Sandbank 24" (östliche Nordsee). - Bericht im Auftrag der biologisch-landschaftsökologischen Arbeitsgemeinschaft (biola), Hamburg: 15 S.
- CHAKRABARI, 1987: Hydrodynamics of Offshore Structures. - Computational Mechanics Publications: o. S.
- CHAPMAN, C. J. & O. SAND, 1974: Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* (L.) and *Limanda limanda* (L.) (Family Pleuronectidae). - Comp. Biochem. Physiol. 47 A: 371-385.
- CORTEN, A. & G. VAN DE KAMP, 1996: Variation in the abundance of southern fish species in the southern North Sea in relation to hydrography and wind. - ICES Journal of Marine Science 53: 1113-1119.
- CULIK, B. M., S. KOSCHINSKI, N. TREGENZA & G. M. ELLIS, 2001: Reactions of harbour porpoises *Phocoena phocoena* and herring *Clupea harengus* to acoustic alarms. - MEPS 211: 255-260.
- DAAN, N., P. J. BROMLEY, J. R. G. HISLOP & N. A. NIELSEN, 1990: Ecology of North Sea fish. - Netherlands Journal of Sea Research 26: 343-386.
- DE GROOT, S. J. & H. J. LINDEBOOM, 1994: Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. - NIOZ-Rapport 1994-11/ RIVO-DLO report CO26/94: 257 S.

- DEHNHARDT, G., W. HANKE & B. MAUK, 2001: Hydrodynamic trail following in seals: a new way for underwater orientation. - Abstract 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver, Canada, Nov 28 - Dec 3, 2001: 56 S.
- DHI, 1983: Die Strömungen der Deutschen Bucht. - Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg: 141 S.
- DHI, 1989: Nordsee-Handbuch, östlicher Teil - Von Skagen bis zur Ems. - Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg: o. S.
- DIEDERICHS, A., G. NEHLS & I. K. PETERSEN, 2002: Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. - Seevogel 23 (1): 38-46.
- DINER, N. & J. MASSE, 1987: Fish behaviour during echo surveying by acoustic devices. - ICES. C. M. 1987/B 30: 41 S.
- DITTMANN, S., C.-P. GÜNTHER & U. SCHLEIER, 1999: Recolonization of tidal flats after disturbance. - In: DITTMANN, S. (Hrsg.), The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanisms. Springer-Verlag, Berlin: 175-192.
- DONOVAN, G. P. & A. BØRGE, 1995: Harbour porpoises in the North Atlantic: edited extract from the report of the IWC scientific committee, Dublin, 1995. - In: BØRGE, A. & G.P. DONOVAN (Hrsg.), Biology of the Phocoenids - Rep. Int. Whal. Comn. Cambridge, UK: 3-25.
- DÖRJES, J. & H. REINCKE, 1977: Fauna und Fazies einer Sandplate (Mellum Bank, Nordsee). - Senckenbergiana maritima 9: 19-45.
- DORNHEIM, H., M. STEIN & G. WEGNER, 2001: Keine überdurchschnittlichen Nachwuchsjahrgänge bei den Nutzfischen der Nordsee. - Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung 48 (1): 12-18.
- DORNHEIM, H. & G. WEGNER, 1999: Optimismus für Sprotte, Wittling und Stintdorsch. - Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung 46 (2): 3-9.
- DUENSING, G., O. HÖFLICH, L. KAUFELD, H. SCHMIDT, G. OLBRÜCK & B. BRANDT, 1985: Meteorologische Untersuchungen über Stürme an der deutschen Nordseeküste. - (Einzerveröffentlichung) Deutschen Wetterdienst, Seewetteramt Nr. 108, Hamburg: o. S.
- DUINEVELD, G. C. A., A. KÜNITZER, U. NIERMANN, P. A. W. J. DE WILDE & J. S. GRAY, 1991: The Macrobenthos of the North Sea. - Netherlands Journal of Sea Research 28 (1/2): 53-65.
- EHRICH, S., 1991: The effect of gale on bottom trawl catches in the German Bight. - ICES, C.M. 1991/G 59: 9 S.
- EHRICH, S., 2000: Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen auf die Fischerei. - Kurzfassung Vortrag Deutscher Fischereitag 2000: 7 S.
- EHRICH, S., 2002: Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen auf die Fischfauna. - Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Seefischerei, Hamburg: 7 S.
- EHRICH, S. & C. STRANSKY, 1999: Fishing effects in northwestern 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. - Fish. Res. 40: 185-193.

- ERBE, C. & D. M. FARMER, 2000: Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. - *Journal of the Acoustical Society of America* 108 (3): 1332-1340.
- ESSINK, K., 1996: Die Auswirkungen von Baggergutablagerungen auf das Makrozoobenthos: Eine Übersicht über niederländische Untersuchungen. - *Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz* 11: 12-17.
- EVANS, P. G. H., 1990: The natural history of whales and dolphins. - *Facts on File Publ.*, Oxford: 343 S.
- FIGGE, K., 1981: Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. - (Karte Nr. 2900 mit Begleitheft) Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg: o. S.
- FRICKE, R., R. BERGHAIN & T. NEUDECKER, 1995: Rote Liste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. - *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 44: 101-113.
- FROELICH, P. N., G. P. KLINKHAMMER, M. L. BENDER, LUEDTKE, N.A., G. R. HEATH, D. CULLEN, P. DAUPHIN, D. HAMMOND, B. HARTMAN & V. MAYNARD, 1979: Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. - *Geochimica et Cosmochimica Acta* 43: 1075-1090.
- GARCIA, C. B., 1991: Comparison of Successional Patterns on Hard Substrata: The Caribbean Sea and North Sea. - (Dissertation Universität Bremen) Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung Bremerhaven, Bremen: 145 S.
- GASSNER, E. & A. WINKELBRANDT, UVP - Umweltverträglichkeitsprüfung in der Praxis. - *Natur Landschaft*. 66 (4).
- GERASCH, W.-J. & A. UHL, 2001: Schallabstrahlung des Turmmantels von WEA. - Vortrag im Rahmen des Symposiums Offshore-Windenergie - bau- und umwelttechnische Aspekte, Juni 2001, Hannover: 5 S. u. Anlage.
- GLASBY, T. M. & S. D. CONNELL, 2001: Orientation and position of substrata have large effects on epibiotic assemblages. - *Marine Ecology Progress series* 214: 127-135.
- GRÖHSLER, T. & C. ZIMMERMANN, 2001: die Lage der fischbestände in Nordostatlantik, Nord- und Ostsee. - *Informationen für die Fischwirtschaft aus der Fischereiforschung* 48 (3): 95-113.
- GROVE, R. S., C. H. SONU & M. NAKAMURA, 1989: Recent Japanese trends in fishing reef design and planning. - *Bull. Mar. Sci.* 44: 984-996.
- GÜNTHER, C.-P., 1992: Dispersal of intertidal invertebrates. A strategy to react to disturbances of different scales? - *Neth. Jour. Sea Res.* 30: 45-56.
- HAGENDORFF, R., S. NEHRING & H. LEUCHS, 1996: Eine Literaturübersicht zum Thema "Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte durch Baggern und Verklappen auf Muscheln". - *Mitteilung der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz* 11: 7-11.
- HAGMEIER, A., 1925: Vorläufiger Bericht über die vorbereitenden Untersuchungen der Bodenfauna der Deutschen Bucht mit dem Petersen-Bodengreifer. - *Berichte der Deutsche wissenschaftliche Kommission für Meeresforschung N.F.* 1: 247-272.
- HALL, S. J., 1999: The effects of fishing on marine ecosystem and communities. - *Blackwell Science*, Oxford, London, Edinburgh, UK: 274 S.

- HAMMER, C., 2000: Die Fischereiressourcen im Hinblick auf die deutschen Interessen. Einschätzung der Bestände der Nordsee und des Nordatlantiks durch den Internationalen Rat für Meeresforschung im Herbst 1999. - Informationen der Fischwirtschaft 47: 3-18.
- HAMMOND, P. S., H. BENKE, P. BERGGREN, D. L. BORCHERS, S. T. BUCKLAND, A. COLLET, M. P. HEIDE-JØRGENSEN, S. HEINLICH-BORAN, A. R. HIBY, M. F. LEOPOLD & N. ØIEN, 1995: Distribution and abundance of the harbour porpoise and other small cetaceans in the North Sea adjacent waters. - EU-Project LIFE 92-2/UK/027; Final Report: 242.
- HARDING, D., L. WOOLNER & J. DANN, 1986: The hearing of the Atlantic salmon, *Salmon salar*. - Journal of Fish Biology 13: 655-673.
- HAWKINS, A. D. & A. D. F. JOHNSTONE, 1978: The hearing of Atlantic Salmon, *Salmo salar*. - Journal of Fish Biology 13: 1063-1078.
- HEESSEN, H. J. L., 1996: Time-series data for a selection of forty fish species caught during the International Bottom Trawl Survey. - ICES Journal of Marine Science 53: 1079-1084.
- HEESSEN, H. J. L. & N. DAAN, 1996: Long-term trends in ten non-targed North Sea fish species. - ICES Journal of Marine Science 53: 1063-1078.
- HEIBER, W., 1985: Möglichkeiten der Wiederbesiedlung von Wattflächen nach "Umweltkatastrophen". - In: MORITZ, D. & E. HARTWIG (Hrsg.), Seevögel Sonderband 1985 (Festschrift zum 60. Geburtstag von G. Vauk). Niederelbe-Druck, Otterndorf: 89-97.
- HENDERSON, P. A., R. BERGHAHN, A. D. RIJNSDORP & H. W. VAN DER VEER, 1998: On the variation in dab *Limanda limanda* recruitment: a zoogeographic study. - Journal of Sea Research 40: 131-142.
- HENRIKSEN, O., 2002: Sound emissions of offshore windmills in operation. - Handout zum Fachgespräch: Offshore-Windmills-sound emissions and marine mammals, FTZ-Büsum, 15.01.2002: S.
- HENRIKSEN, O. D., J. TEILMANN & R. DIETZ, 2001: Does underwater noise from offshore wind-farms potentially affect seals and harbour porpoises? - Abstract 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver, Canada, Nov 28 - Dec 3, 2001: o. S.
- HICKEL, W., E. BAUERFEIND, U. NIERMANN & H. V. WESTERNHAGEN, 1989: Oxygen deficiency in the south-eastern North Sea: Sources and biological effects. - Berichte der Biologischen Anstalt Helgoland 4: 1-148.
- HOFFMANN, 1997: Scour Manual. - A.A. Balkema Publications: o. S.
- IFAÖ, 2003 (Institut für Angewandte Ökologie): Biologische Beschreibung und Bewertung des Schutzguts Benthos: Sedimentstruktur, Epifauna und Infauna. - (Fachgutachten, Projektträger: Sandbank 24 GmbH & Co. KG), Neu Broderstorf: 73 S. u. Anhang.
- IWR, 2002: CO₂-Berechnung. - Internationales Wirtschaftsforum Regenerative Energien 2002: o. S. <http://www.iwr.de/re/eu/co2/co2.html>,
- KALMIJN, A. J., 1988: Hydrodynamic and acoustic field detection. - In: ATEMA, J., R.R. FAY, A.N. POPPER & W.N. TAVOLGA (Hrsg.), Sensory Biology of Aquatic Animals. Springer Verlag, Berlin.

- KASTELEIN, R. A., W. W. L. AU & D. DE HAAN, 2001: Hearing studies on a Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*), two harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) and a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) to evaluate the impact of human noise. - Abstract 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver, Canada Nov 28 - Dec 3, 2001: 112 S.
- KASTELEIN, R. A., P. BUNSKOEK, M. HAGEDORN & W. W. L. AU, 2002: Audiogram of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency modulated signals. - Journal of the Acoustical Society of America 112 (1): 334-344.
- KIM, C. G., J. W. LEE & J. S. PARK, 1994: Artificial reefs design for Korean coastal waters. - Bull. Mar. Sci. 55: 858-886.
- KINGSTON, P. & E. RACHOR, 1982: North Sea level bottom communities. - ICES Biological Oceanography Committee Report CM1982/L.41.
- KLINOWSKA, M., 1986: The cetacean magnetic sense - evidence from strandings. - In: BRYDEN, M.M. & R. HARRISON (Hrsg.), Research on dolphins. Clarendon Press, Oxford: 401-433.
- KLOPPMANN, M., 2002: Vorkommen von Anhang II-Fischarten in Nord- und Ostsee. - In: BfN (Hrsg.), Auswahl der NATURA 2000 Meeresschutzgebiete. Ergebnisbericht 2. Statusseminar im Rahmen der naturschutzorientierten AWZ-Forschung von 16.-19.09.2002 am BfN-INA. Insel Vilm: 21-22.
- KNIJN, R. J., T. W. BOON, H. J. L. HEESSEN & J. R. G. HISLOP, 1993: Atlas of North Sea Fishes. - ICES Cooperative Research Report 194: 268 S.
- KNUDSEN, F. R., P. S. ENGER & O. SAND, 1992: Awakeness reactions and avoidance response to sound in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. - Journal of Fish Biology 40: 532-534.
- KNUST, R., 1990: Ernährung der Kliesche (*Limanda limanda*) in der zentralen und südlichen Nordsee und die Bedeutung des Ernährungszustandes für Erkrankungen dieser Fischart. - Veröffentlichungen des Institutes für Küsten- und Binnenfischerei Nr. 102.
- KNUST, R., 1997: Ökologische Begleituntersuchungen zum Projekt Europepe. Krebse und Fische. - Auftraggeber: Statoil Deutschland: o. S.
- KOCH, L., M. BECKMANN & M. HAAS, 1993: Synchron-Zählungen von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) vor Sylt. - Schutzstation Wattenmeer e.V.: 44 S.
- KOŁODZIEJCOK, K.-G. & J. RECKEN, 1977: Naturschutz, Landschaftspflege und einschlägige Regelungen des Forstrechts. - (Ergänzbarer Kommentar) Bd.1 und Bd. 2. Loseblattsammlung. E. Schmidt Verlag, Berlin: S.
- KOREVAAR, C. G., 1990: North Sea climate based on observations from ships and lightvessels. - Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL: 137 S.
- KRACHT, F., 1992: Einflussnahme frühdiagenetischer Prozesse auf die Schwermetallanreicherung in Sedimenten aus dem Wattgebiet der Wesermündung und aus dem Schlickgebiet der Deutschen Bucht südöstlich von Helgoland. - (Dissertation) Universität Bremen: 108 S.
- KREMER, H., 1989: Schweinswale vor Sylt - Beobachtung lohnt sich! - Wattenmeer International 2/89.

- KREMER, H., L. KOCH, B. ADOLFF, B. BASCHEK, O. SCHNEIDER & W. FISCHER, 1994: Results from a pilot study on sightings of harbour porpoises *Phocoena phocoena*, at the North Sea coast of Schleswig-Holstein, F.R.G. - Archive of Fishery and Marine Research 42 (1): 35-45.
- KRÖNCKE, I., 1991: The macrofauna distribution on the Dogger Bank in April/May 1985-87. - Berichte der Biologischen Anstalt Helgoland 8: 1-137.
- KRÖNCKE, I. & R. KNUST, 1995: The Dogger Bank: a special ecological region in the central southern North Sea. - Helgoländer Meeresuntersuchungen 49: 335-353.
- KUBE, 2000: Konzeption naturschutzrelevanter Untersuchungen zur Offshore-Windenergienutzung. - Im Auftrag von Bundesamt für Naturschutz und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: 21 S.
- KÜHNE, S. & E. RACHOR, 1992: The macrofauna of a stony sand area in the German Bight (North Sea). - Helgoländer Meeresuntersuchungen 50: 433-452.
- KÜNITZER, A., D. J. BASFORD, J. A. CRAEYMEERSCH, J.-M. DEWARUMEZ, J. DÖRJES, G. C. A. DUINEVELD, A. ELEFThERIOU, C. H. R. HEIP, P. HERMAN, P. KINGSTON, U. NIERMANN, E. RACHOR, H. RUMOHRE & P. A. W. J. DE WILDE, 1992: The benthic infauna of the North Sea: Species distribution and assemblages. - ICES Journal of Marine Science 49: 127-143.
- LEWIS, E. R., 1984: Inertial motion sensors. - In: BOLIS, L., R.D. KEYNES & S.H.P. MADDRELL (Hrsg.), Comparative physiology of sensory systems. Cambridge University Press: 587-610.
- LINDEBOOM, H. J. & S. J. DE GROOT, 1998: The effects of different types of fisheries on the North sea and Irish Sea benthic ecosystems. - NIOZ-Rapport 1198-1: 404 S.
- LUCKE, K., 2000: Möglicher Einfluss der Offshorewindenergienutzung auf marine Lebewesen. - DEWI-Windenergienutzung, Workshop Offshore-Windenergienutzung, Technik, Naturschutz, Planung, Wilhelmshaven: 60-70 S.
- MAFRIS, 2003: Fischbiologische Beschreibung und Bewertung. - (Fachgutachten, Projektträger: Sandbank 24 GmbH & Co. KG), Hamburg: 66 S. u. Anhang.
- MATTSON, J. & O. LINDÉN, 1983: Benthic macrofauna succession under hanging mussels, *Mytilus edulis* L. (Bivalvia), cultured on hanging long-lines. - Sarsia 68: 97-102.
- MCCLOSKEY, D., 1970: the dynamics of the community associated with a marine scleractinian coral. - Internationale Revue der gesamten Hydrologie 55: 13-81.
- MERCK, T. & H. V. NORDHEIM, 1999: Probleme bei der Nutzung von Offshore-Windenergie aus Sicht des Naturschutzes. - Deutsche Hydrographische Zeitschrift Supplement 10: 79-88.
- MISUND, O. A. & A. AGLEN, 1992: Swimming behaviour of fish schools in the North Sea during acoustic surveying and pelagic trawl sampling. - ICES J. mar. Sci. 49 (3): 325-334.
- MITSCHKE, A., S. GARTHE & O. HÜPPPOP, 2001: Erfassung der Verbreitung, Häufigkeiten und Wanderungen von See- und Wasservögeln in der deutschen Nordsee. - (BfN-Skripten 34) Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 100 S.
- MOLLES, M. C., 1978: Fish species diversity on model and natural reef patches: experimental insular biogeography. - Ecol. Monogr. 48: 289-305.

- MUUS, B.J. & NIELSEN, J.G. (1998): Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik.- KOSMOS-Verlag, Stuttgart: 336 S.
- NEWELL, R. C., L. J. SEIDERER & D. R. HITCHCOCK, 1998: The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. - *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 1998: 127-178.
- NICHOL, L. M. & D. M. SHACKLETON, 1996: Seasonal movements and foraging behaviour of northern resident killer whales (*Orcinus orca*) in relation to the inshore distribution of salmon (*Oncorhynchus* spp.) in British Columbia. - *Can. J. Zool.* 74: 983-991.
- NICKEL, B. A., E. K. GRIGG, D. E. GREEN, S. ALLEN & H. MARKOWITZ, 2001: Pacific harbour seal (*Phoca vitulina richardsi*) distribution, movement and foraging activities within an urban estuary: implications for the effects of seismic retrofitting in San Francisco Bay, California. - Abstract 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Vancouver, Canada Nov 28 - Dec 3, 2001: 155 S.
- NIERMANN, U., 1997: Macrobenthos of the south-eastern North Sea during 1983-1988. - *Berichte der Biologischen Anstalt Helgoland* 13: 144 S.
- NIERMANN, U., E. BAUERFEIND, W. HICKEL & H. V. WESTERNHAGEN, 1990: The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. - *Netherlands Journal of Sea Research* 25 (1/2): 215-226.
- NMI, 1995: Hinweise und Materialien zur Durchführung von Raumordnungsverfahren - Windenergieparks. - Niedersächsisches Innenministerium, Hannover: o. S.
- ØDEGAARD & DANESKJOLD SAMSOE A/S, 2000: Rapport 00.792 Havvindmøller VVM, März 2000. - : 30 S.
- ØDS, 2000 (Ødegaard & Danneskjold-Samsøe A/S): Offshore Wind Turbines - VVM. Underwater noise measurements, analysis, and predictions. - Rep. 00.792 rev. 1, Polykopi Haslev, Denmark: 29 S.
- OKAMOTO, M., 1983: Studies on behavioural character of fishes around artificial seaweed farm plant. - *Bull. Jap. Soc. Sci. Fish.* 49: 177-182.
- OLSEN, K., J. ANGELL & A. OVIK, 1983: Quantitative estimations of fish behaviour on acoustically determined fish abundance. - In: NAKKEN, O. & S.C. VENEMA (Hrsg.), *Symp. on Fisheries Acoustics*. FAO Fish Rep. (300), Bergen, Norway: 139-149.
- ORTHMANN, T., 2000: Telemetrische Untersuchungen zum Jagdverhalten (Seehunde). - In: (Hrsg.), *Ministerium für Forsten und Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein: Jagd und Artenschutz (Jahresbericht 2000)*. Kiel: 45-46.
- PEARSON, T. H. & R. ROSENBERG, 1978: Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16: 229-311.
- PHILIPPART, C. J. M., 1995: Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species. - *Biological conservation* 72: 281-295.
- PHILIPPART, C. J. M., H. J. LINDEBOOM, J. VAN DER MEER, H. W. VAN DER VEER & J. WITTE, 1996: Long-term fluctuations in fish recruit abundance in the western Wadden Sea in rela-

- tion to variation in the marine environment. - In: DAAN, N., K. RICHARDSON, F. COLIJN, J.R.G. HISLOP, B. PEDERSEN, J.G. POPE & F.M. SERCHUK (Hrsg.), Revised Proceedings of an ICES International Symposium held in Aarhus, DK. London UK Academic Press: 1120-1129.
- PIET, G. J. & A. D. RIJNSDORP, 1998: Changes in the demersal fish assemblages in the southeastern North Sea following the establishment of a protected area ("plaice box"). - ICES J. Mar. Sci. 55: 420-429.
- POLOVINA, J. J. & I. SAKAI, 1989: Impacts of artificial reefs of fishery production in Shimamaki, Japan. - Bull. Mar. Sci. 44: 997-1003.
- POPPER, A. N., 1980: Sound emissions and detections by delphinids. - In: HERMAN, L.M. (Hrsg.), Cetacean behaviour: mechanisms and functions. Robert E. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida: 1-53.
- PROCHNOW, G., 1998: Grundlagen für den Schutz von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) im Seegebiet westlich der Insel Amrum und Sylt. - (Diplomarbeit) Universität Hamburg, Hamburg: 120 S.
- PROCHNOW, G. & K. H. KOCK, 2000: The protection of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the waters off Sylt and Amrum (German Wadden Sea): a baseline study. - Archive of Fishery and Marine Research 48 (2): 195-207.
- RACHOR, E., 1990: Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. -: o. S.
- RACHOR, E., 1995: Rote Liste der bodenbelebenden Wirbellosen des deutschen Wattenmeer und Nordseebereiches. - In: VON NORDHEIM, H. & T. MERCK (Hrsg.), Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz - Bundesamt für Naturschutz 44. 63-74.
- RACHOR, E. & S. A. GERLACH, 1978: Changes of macrobenthos in the sublittoral sand area of the German Bight, 1967 to 1975. - Journal du Conseil. Conseil International pour l'Exploration de la Mer 172: 418-431.
- READ, A. J. & D. E. GASKIN, 1985: Radio tracking the movements and activities of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, in the Bay of Fundy, Canada. - Fishery bulletin 83 (4): 543-552.
- REID, P. C. & R. W. EDWARDS, 2001: Long-term Changes in the Pelagos, Benthos and Fisheries of the North Sea. - Senckenbergiana maritima 31 (2): 107-105.
- RELINI, M., G. TORCHIA & G. RELINI, 1994: Seasonal variation of fish assemblages in the Loran artificial reef (Ligurian Sea, Northwestern- Mediterranean). - Bull. Mar. Sci. 55: 401-417.
- RICHARDSON, J. S., 1999: Effects of man-made noise on marine mammals (emphasizing disturbance). Presentation at Marine Mammal bioacoustics short course, 27-28 November. - Acoustical Society of America and Society for Marine Mammalogy, Maui, Hawaii: S.
- RICHARDSON, J. S., C. R. G. GREENE JR, C. I. MALME & D. H. THOMSON, 1995: Marine Mammals and Noise. - Academic Press, San Diego: 576 S.
- RICHARDSON, J. S., I. IBARROLA & R. J. INGHAM, 1993: Emergence pattern and spatial distribution of the common cockle *Cerastoderma edule*. - Marine Ecology Progress Series Ser. 99: 71-81.

- RICHTER, R., 1996: Verbreitung des Makrozoobenthos in den sublitoralen Gebieten der östlichen und nördlichen Deutschen Bucht im Vergleich zu früheren Untersuchungen. - (Diplomarbeit) Universität Oldenburg: 121 S. u. Anhang.
- RIECKEN, U., U. RIES & A. SSYMANK, 1994: Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz - Bundesamt für Naturschutz 41: 1-184.
- RIEDMANN, M., 1990: The Pinnipeds. - University of California Press, Berkeley, Los angeles, Oxford: 439 S.
- RIJNSDORP, A. D., P. I. VAN LEEUWEN, N. DAAN & H. J. L. HEESSEN, 1996: Changes in abundance of demersal fish species in the North Sea between 1906-1995. - ICES Journal of Marine Science 53 (6): 1054-1062.
- RILOV, G. & Y. BENAYAHU, 1998: Vertical artificial structures as an habitat for coral reef fishes in disturbed environments. - Mar. Env. Res. 45 (4, 5): 431-451.
- ROGERS, S. I., A. D. RIJNSDORP, U. DAMM & W. VANHEE, 1998: Demersal fish populations in the coastal waters of the UK and continental NW Europe from beam trawl survey data collected from 1990 to 1995. - Journal of Sea Research 39: 79-102.
- RUMOHR, H., T. BREY & S. ANKAR, 1987: A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. - Balt. Mar. Biol. Publ. 9: 1-56.
- SALZWEDEL, H., E. RACHOR & D. GERDES, 1985: Benthic macrofauna communities in the German Bight. - Veröffentlichungen des Institutes für Meeresforschung Bremerhaven 20: 199-267.
- SAND, O. & H. E. KARLSEEN, 1986: detection of Infrasound by Atlantic cod. - Journal of Experimental Biology 125: 197-204.
- SAND, O. & H. E. KARLSEN, 1986: Detection of Infrasound by Atlantic cod. - J. Exp. Biol. 125: 197-204.
- SCHMIDT, H., 1990: Eine Abschätzung der mittleren Niederschlagsmenge über die Nordsee. - Deutsche Hydrographische Zeitschrift 43: 272-284.
- SCHWARZ, J. & G. HEIDEMANN, 1994: Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. - In: LOZÁN, J.L., E. RACHOR, K. REISE, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. blackwell-Verlag, Berlin: 296-303.
- SCHWEDHELM, E. & G. IRION, 1985: Schwermetalle und Nährelemente in den Sedimenten der deutschen Nordseewatten. - Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg 73: 1-119.
- SEAS, 2000: Offshore-Windpark bei Rødsand. Umweltverträglichkeitsprüfung. - (UVP-Bericht Zusammenfassung) SEAS Distribution A.m.b.A. Haslev: 17 S.
- SHEVLEV, M. S., A. E. DORCHENKOV & A. P. SHVAGZHIDS, 1989: USSR research on cod and haddock in the Barents Sea and adjacent waters in 1988. - ICES C.M. 1989/G 12.
- SIMPSON, R. A., 1977: The biology of two offshore platforms. - Inst. Mar. Resour. Univ. Calif. MR Ref 76-13: 14 S.

- SMITH, C. R. & S. J. BRUMSICKLE, 1989: The effects of patch size and substrate isolation on colonization modes and rates in an intertidal sediment. - *Limnol. Oceanogr.* 34: 1263-1277.
- SODAL, A. V., O. BRONSTAD, O. HUMBORSTAD, T. JORGENSEN, S. LOKKEGORG & I. SVELLINGEN, 1998: Oil production structures in the North Sea as fish aggregating devices. - *ICES C.M.* 1998/U 11.
- SONNTAG, R. P., H. BENKE, U. SIEBERT & R. LICK, 1997b: The coastal waters of the Island of Sylt (Germany) as a breeding area for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). - In: EVANS, P.G.H. (Hrsg.), *European Research on Cetaceans - 10*, Proc. 10th Ann. Conf. ECS, 11.-13. March, 1996, Lisbon, Portugal. European Cetacean Society, Kiel: 227-231.
- SONNTAG, R. P., R. LICK, S. PETERS, U. SIEBERT & D. ADELUNG, 1997a: Untersuchungen zur Populationsdynamik, Nahrungsökologie und Parasitologie von Kleinwalen in deutschen Gewässern. - (Jahresbericht 1996) Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Bülsum: 112-117 S.
- SSYMANK, A., U. HAUKE, C. RÜCKRIEM & D. SCHRÖDER, 1998b: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). - Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg: 430 S.
- STANLEY, D. R. M. & C. A. WILSON, 1997: Seasonal and spatial variation in the abundance and size distribution of fishes association with a petroleum platform in the northern Gulf of Mexico. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1166-1176.
- STRIPP, K., 1969: Jahreszeitliche fluktuationen von makrofauna und meiofauna in der Helgoländer Bucht. - *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 12: 65-94.
- STRIPP, K. & S. A. GERLACH, 1969: Die Bodenfauna im Verklappungsgebiet von Industrieabwässern nordwestlich von Helgoland. - *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 12: 149-156.
- STRYBNY, J. & D. SCHULZ, 2001: Sichtbarkeitsanalyse für Offshore-Windparks. - 1. Symposium Offshore Windenergie Bau- und umwelttechnische Aspekte, Hannover: 15 S.
<http://www.hydromech.uni-hannover.de/Berichte/veroeffentlichungen.htm>,
- SVANE, I. & J. K. PETERSEN, 2001: On the Problems of Epibioses, Fouling and Artificial Reefs, a Review. - *Marine Ecology* 22 (3): 169-188.
- TEILMANN, J., 2000: The behaviour and sensory of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in relation to bycatch in Danish gillnet fishery. - Ph.D. thesis, University of southern Denmark, Odense, DK: o. S.
- TEILMANN, J., O. HENRIKSEN, J. CARSTENSEN & H. SKOV, 2002: Monitoring effects of offshore windfarms on harbour porpoises using T-POD's (porpoise detectors). - (Technical Report) Ministry of the Environment, Denmark: 95 S.
- TETZLAFF, G., S. THEUNERT, A. HOFF, H. LAUDE, H.-J. BELITZ & R. BEYER, 1984: Meteorologische Messungen zur Standortwahl für Windenergieanlagen im Küstengebiet. - (Forschungsbericht T-84-017 des Bundesministeriums für Forschung und Technologie) Institut für Meteorologie und Klimatologie der Universität Hannover, Hannover: o. S.
- THIELE, R., 2002: Propagation loss values for the North Sea. - Handout zum Fachgespräch: Off-shore-Windmillssound emissions and marine mammals, FTZ-Bülsum, 15.01.2002: S.

- THIELE, W., 1994: Baumkurrenfischerei an der Küste und in tiefen Gewässern. - In: LOZÁN, J.L., E. RACHOR, K. REISE, H. VON WESTERNHAGEN & W. LENZ (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Verlag, Berlin: 244-247.
- TOUGAARD, S., C. KINZE, H. BENKE, G. HEIDEMANN, P. J. H. REIJNDERS & M. F. LEOPOLD, 1996: XII. Red List of Marine Mammals of the Wadden Sea. - In: VON NORDHEIM, H., O. NORDEN ANDERSEN & J. THISSEN (Hrsg.), Red List of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area, 1995. Schriftreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 47: 129-136.
- TROEN, I. & E. L. PETERSEN, 1990: Europäischer Windatlas. - Risoe National Laboratory, Risoe, Dänemark: 240 S.
- TUCK, I., B. BALL & D. SCHRÖDER, 1998: Comparison of undisturbed areas. - In: LINDEBOOM, H.J. & R.S. DE GROOT (Hrsg.), Impact II: The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-Rapport 1998-1: 245-141.
- VALDEMARSEN, J. W., 1979: Behavioural aspects of fish in relation to oil platforms in the North Sea. - ICES C.M. 1979/B 27: 6 S.
- VEERBOOM, W. C. & R. A. KASTELEIN, 1995: Acoustic signals by harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). - In: NACHTIGALL, P.E., J. LIEN, W.W.L. AU & A.J. READ (Hrsg.), Harbour porpoises - laboratory studies to reduce bycatch. De Spil Publishers, Woerden, NL.
- VOGEL, S., 2000: Robben im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. - Nationalpark Schleswig-Holstein. Wattenmeer-Schriftreihe Heft 12.
- VORBERG, R., 1997: Auswirkungen der Granelnfischerei auf den Meeresboden und der Bodenfauna des Wattenmeeres. - Verlag Dr. Kovac, Hamburg: 200 S.
- WESTERBERG, M., 1994: Fiskeriundersökningar vid havbaserat vindkraftverk 1990-1993. - Rapport 5 - 1994. Jönköping: Göteborgsfilialen, Utredningskontoret i Jönköping, Sweden National Board of Fisheries: 44 S.
- WICKENS, J. & G. BARKER, 1996: Quantifying complexity in rock reefs. - European artificial reef research Preceedings of the 1st EARN conference, Acona, Italy. March 1996, Pub. Southampton Oceanography Centre: 423-430 S.
- WIEKING, G. & I. KRÖNCKE, 2001: Decadal Changes in Macrofauna Communities on the Dogger Bank Caused by Large-Scale Climate Variability. - Senckenbergiana maritima 31 (2): 125-141.
- WITT, H., 1990: Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Säugetierarten. - Schriftenreihe des Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein.
- WULF, J., H. BENKE, L. KOCH & T. CHRISTOPHERSEN, 1996: Sightings of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the German Bight. - In: EVANS, P.G.H. & H. NICE (Hrsg.), European Research on Cetaceans - 9, Proc. Ann. Conf. ECS, 9.-11. February 1995, Lugano, Switzerland. European Cetacean Society, Kiel: 170.
- WUNDERLICH, M., 1996: Wärmebelastung durch Kraftwerke. - In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey, Berlin/Hamburg: 100-103.
- YANG, J., 1982: The dominant fish fauna in the North Sea and its determination. - Journal of Fish Biology 20: 635-643.

- ZIEGELMEIER, E., 1964: Einwirkungen des kalten Winters 1962/63 auf das Makrozoobenthos der Deutschen Bucht. - Helgoländer Meeresuntersuchungen 10: 276-282.
- ZIEGELMEIER, E., 1970: Über Massenvorkommen verschiedener makrobenthaler Wirbelloser während der Wiederbelebungsphase nach Schädigung durch "katastrophale" Umwelteinflüsse. - Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 21: 9-20.
- ZIELKE, W., 2000: Hydro- und morphodynamische Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen. - In: MERCK, T. & H. VON NORDHEIM (Hrsg.), Technische Eingriffe in marine Lebensräume. BfN-Skripten, Bonn: 147-162.

12. Anhang

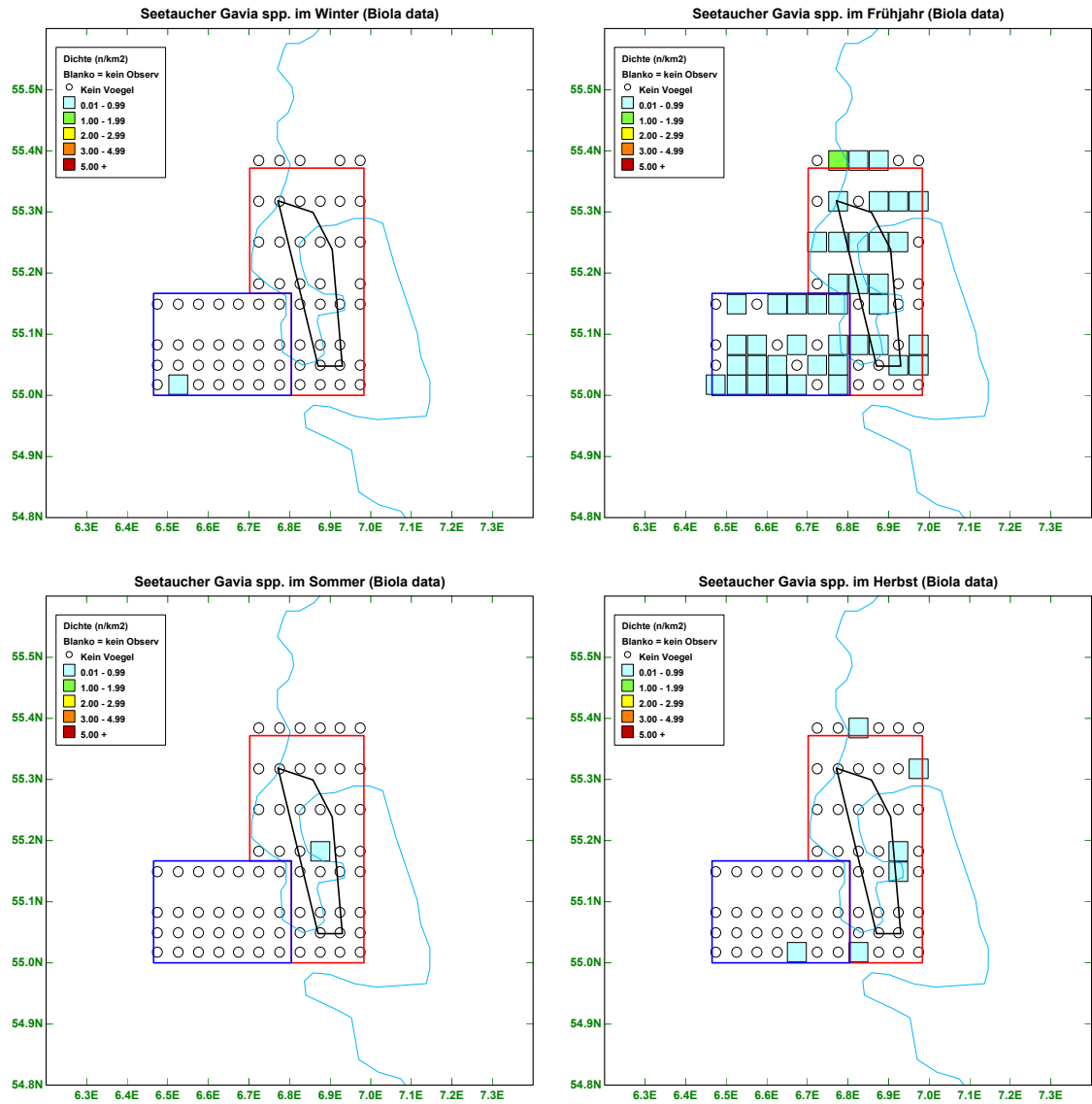


Abb. 63: Verbreitung von Seetauchern im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

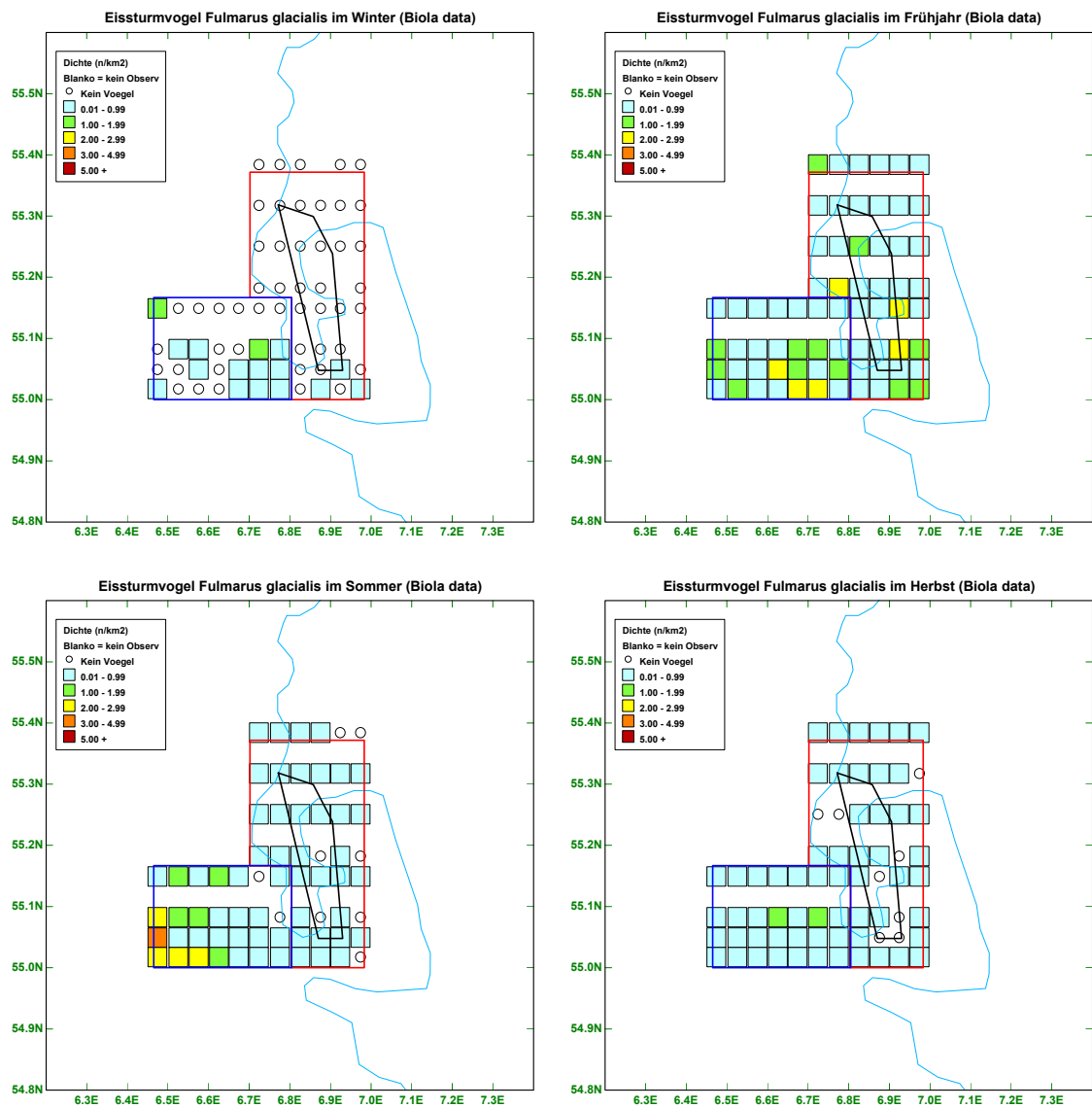


Abb. 64: Verbreitung von Eisturmvögeln im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

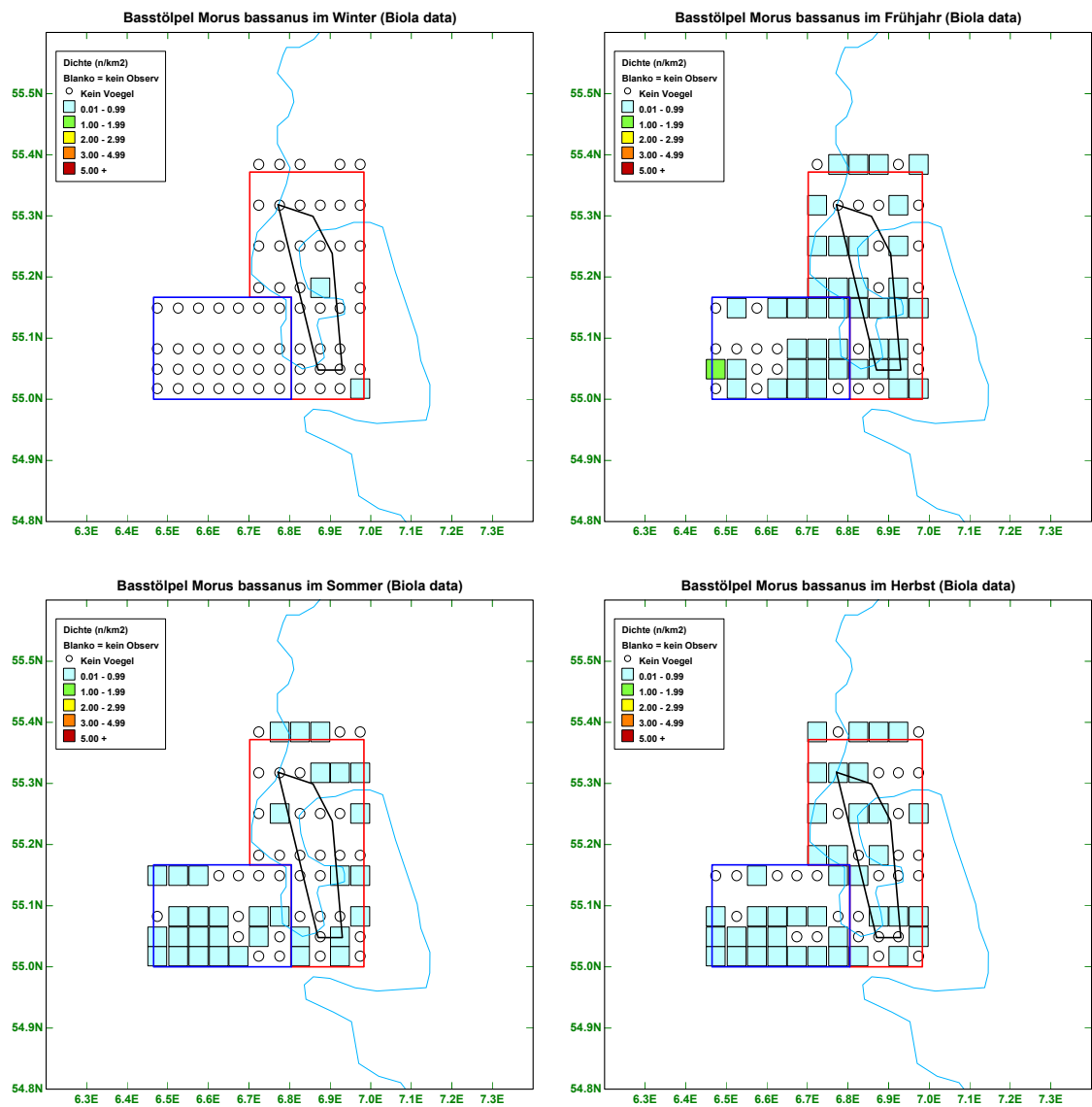


Abb. 65: Verbreitung von Basstölpeln im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

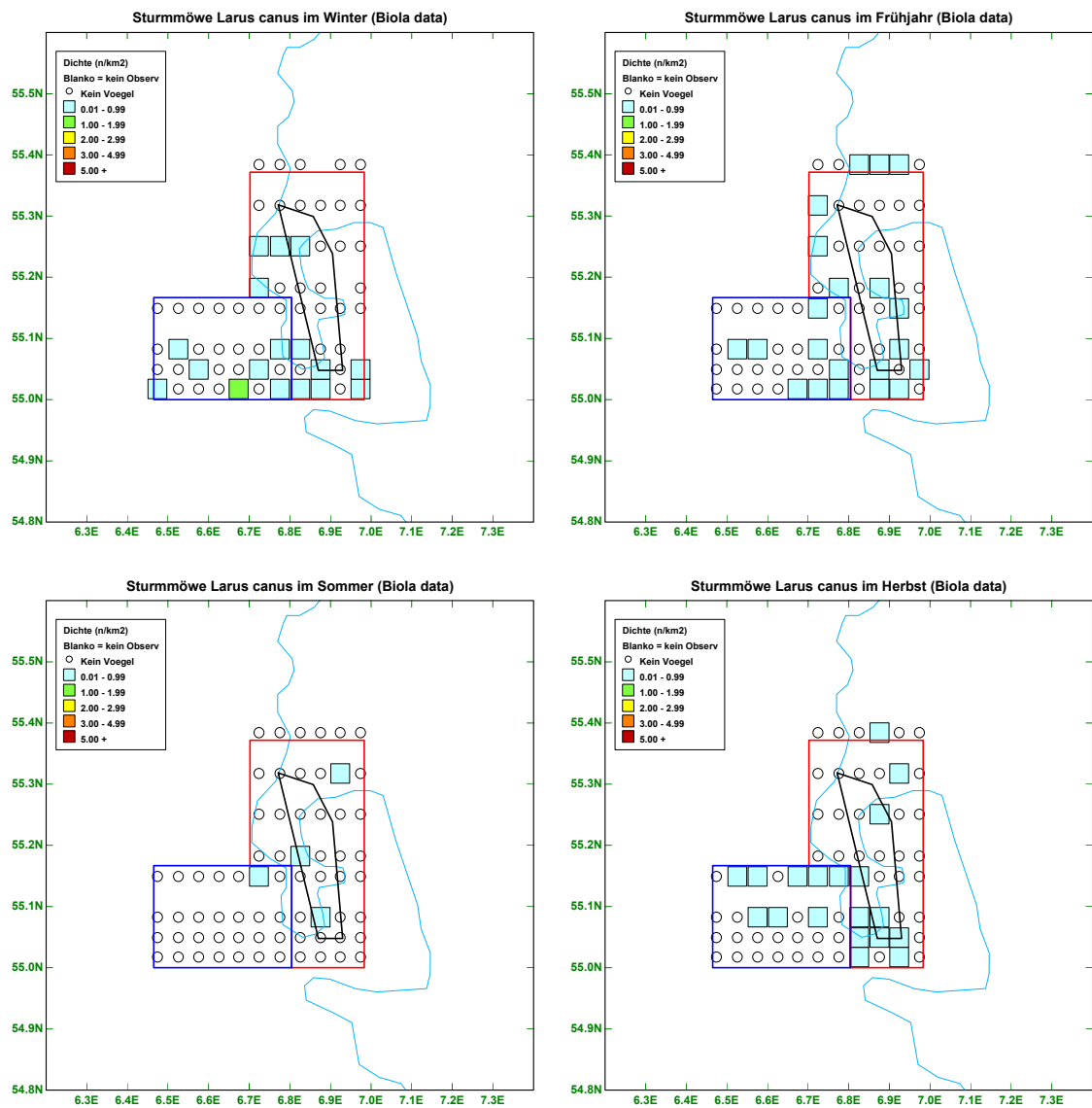


Abb. 66: Verbreitung von Sturmmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

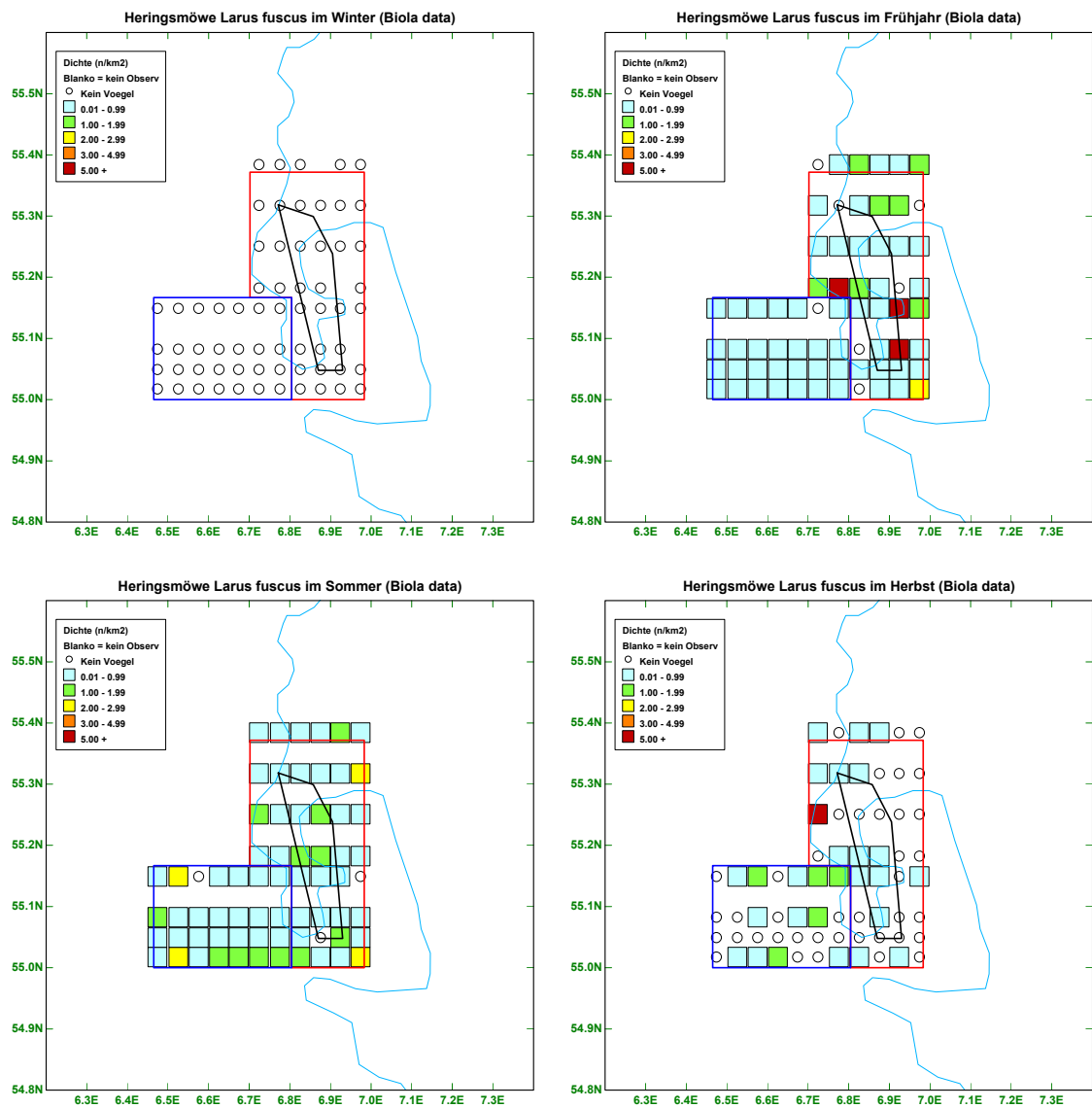


Abb. 67: Verbreitung von Heringsmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

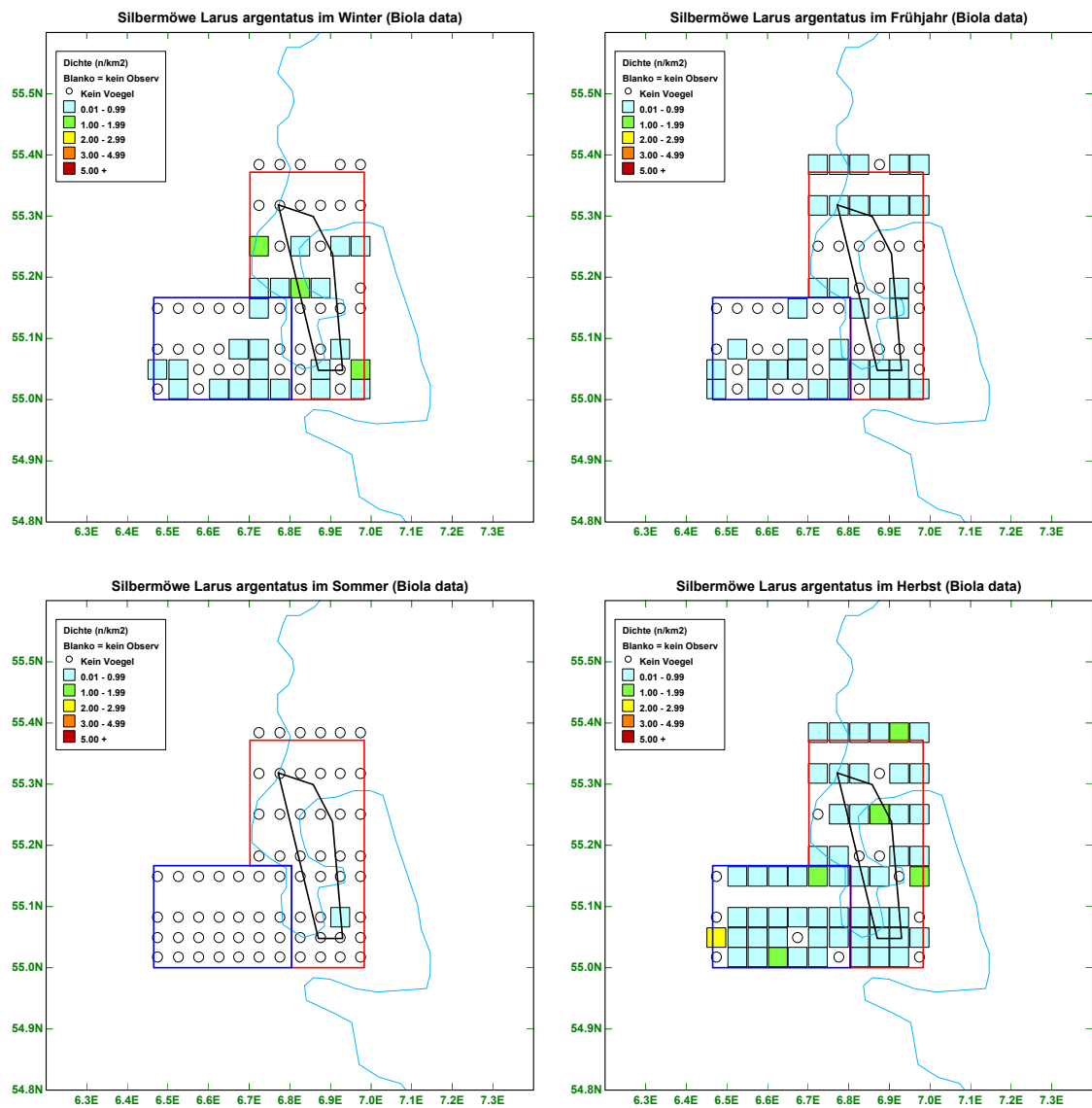


Abb. 68: Verbreitung von Silbermöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

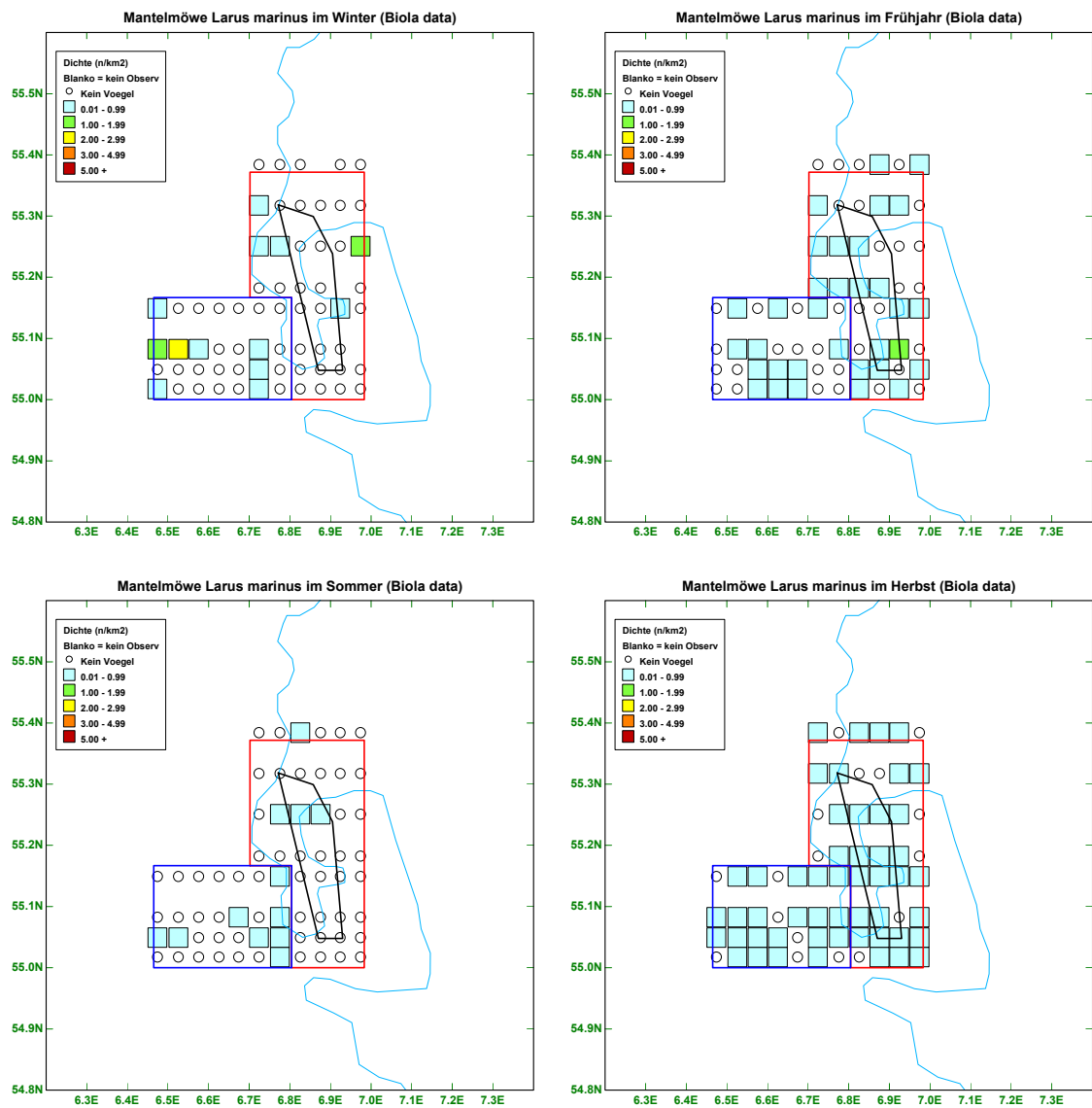


Abb. 69: Verbreitung von Mantelmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

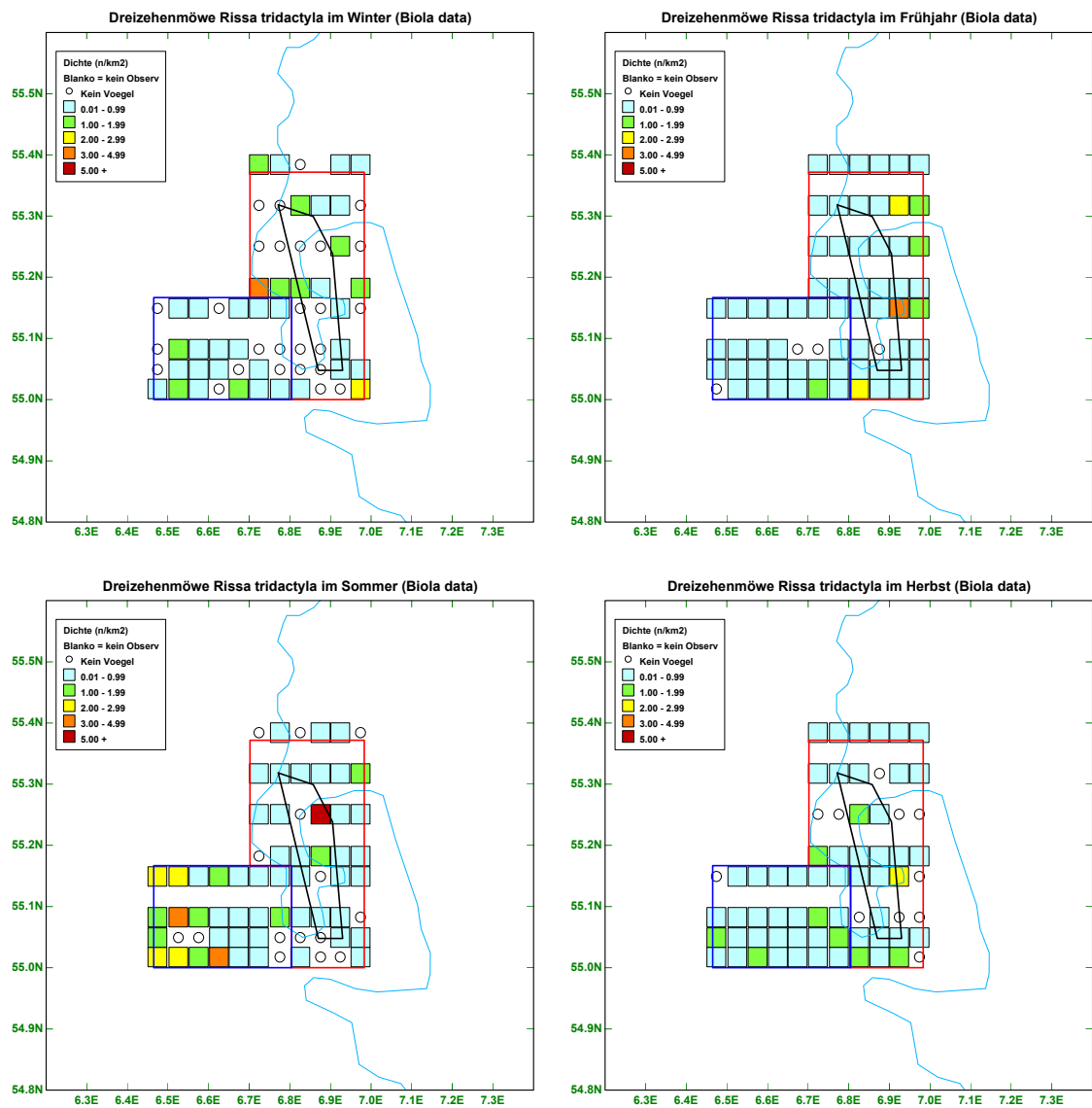


Abb. 70: Verbreitung von Dreizehenmöwen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

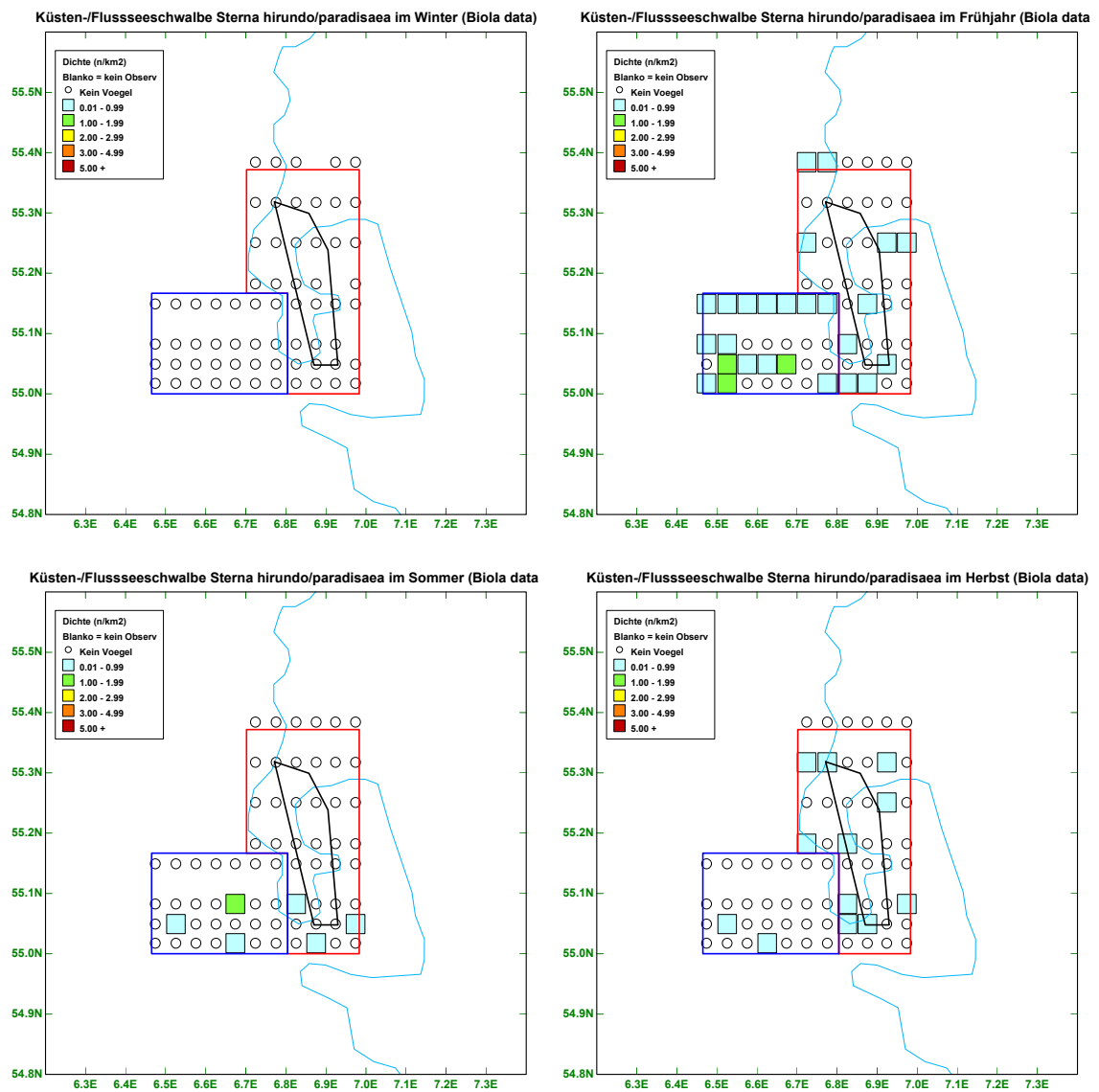


Abb. 71: Verbreitung von Küsten-/Flusseeschwalben im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

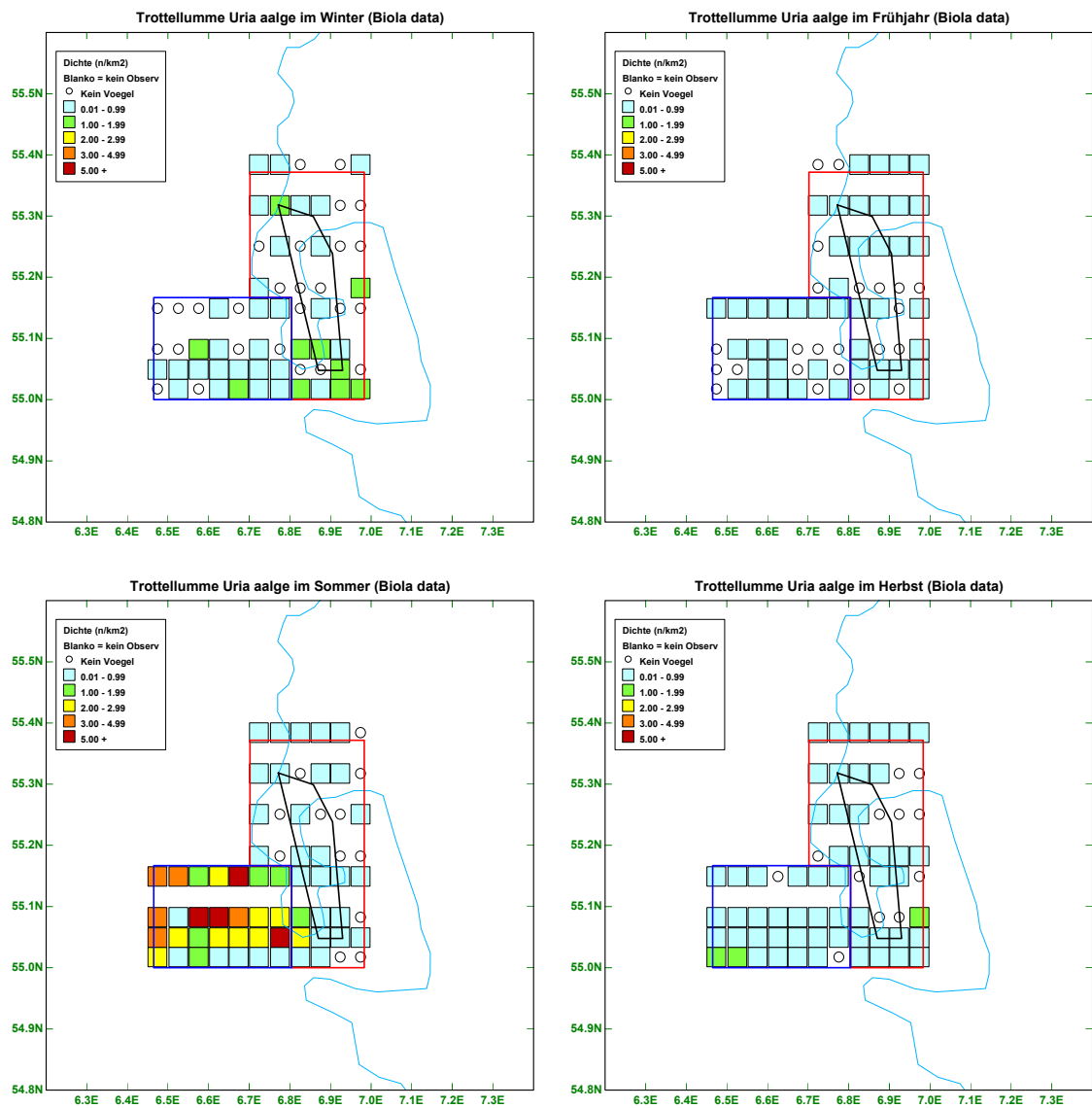


Abb. 72: Verbreitung von Trottellummen im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.

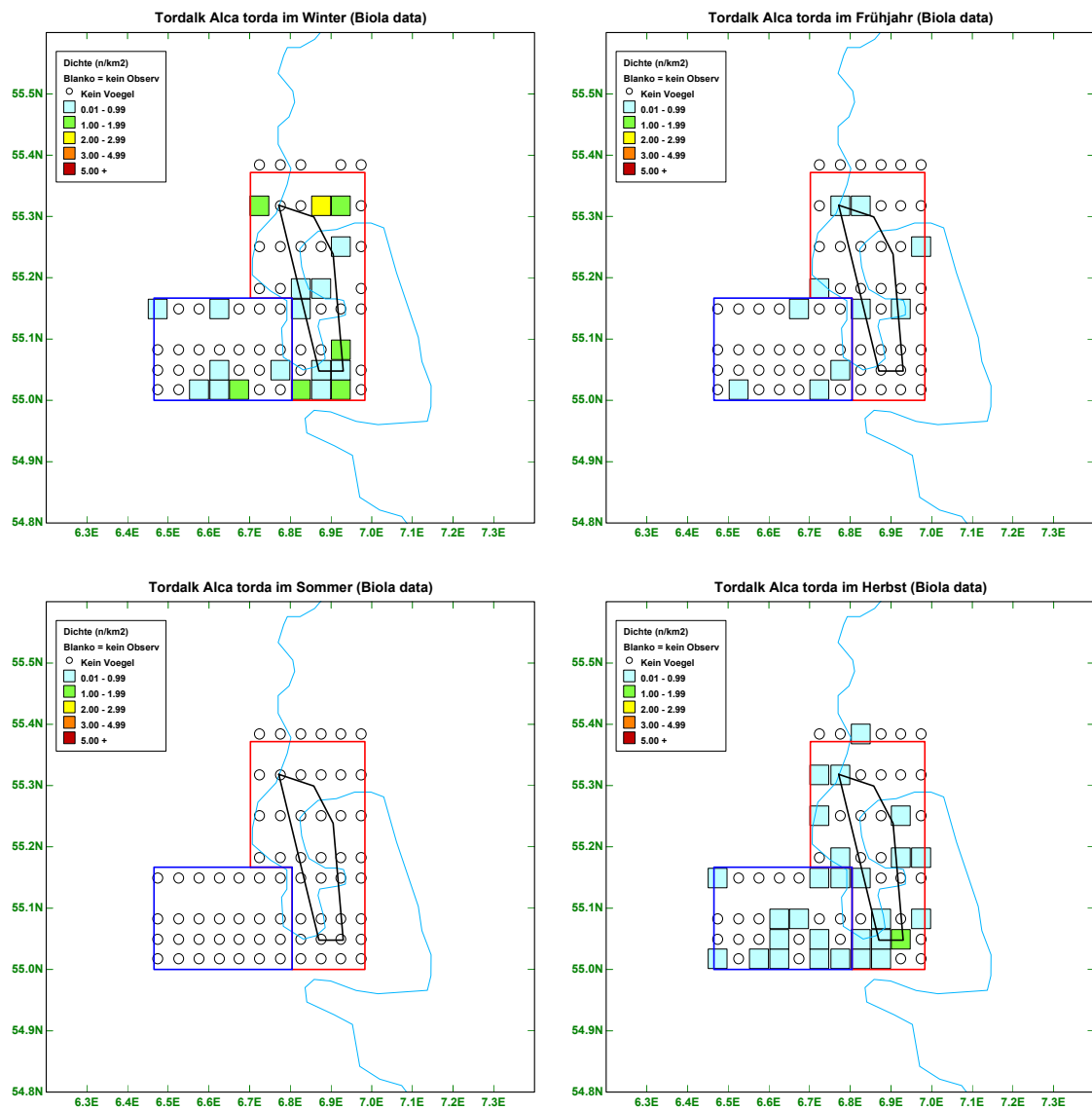


Abb. 73: Verbreitung von Tordalken im Winter, Frühjahr, Sommer und Herbst im Untersuchungs- und Referenzgebiet Sandbank 24, 2001-2002.