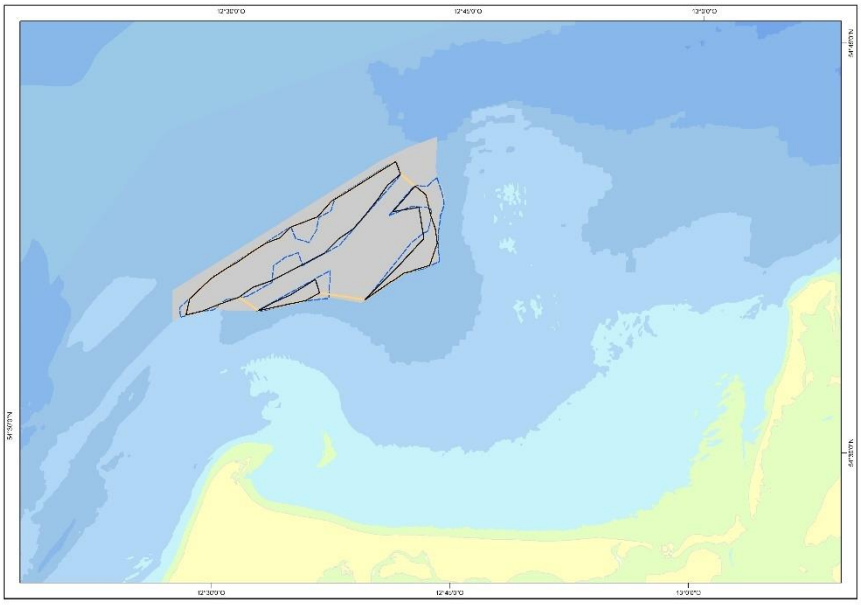
Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag (AFB)

für den Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“



OWP Gennaker GmbH

13.02.2025

IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Carl-Hopp-Str. 4a, 18069 Rostock
Tel.: +49 381 252312-00
Fax: +49 381 252312-29

Auftraggeber: OWP Gennaker GmbH
Ericusspitze 2-4
20457 Hamburg

Ansprechpartner: Stefanie Lorenz
Telefon: +49 381 375681-12
E-Mail: s.lorenz@skybornrenewables.com

Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag (AFB) OWP „Gennaker“

Projektnummer: P238107

Auftragnehmer: IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Postanschrift: IfAÖ GmbH
Carl-Hopp-Straße 4a
18069 Rostock

Projektleiterin: M.Sc. Michelle Wenzel
E-Mail: m.wenzel@ifaoe.de

Bearbeiter: M. Sc. Philipp Brüsehaber
Telefon: +49 381 252312-07
E-Mail: p.bruesehaber@ifaoe.de

Fertigstellungsdatum: 13.02.2025

Version	Datum	Dokumentbeschreibung	erstellt	geprüft	freigegeben
0	01.06.2016	Prüffassung	DLA/MAW	FWO	FWO
1	14.06.2016	Endfassung	ECO	FWO	FWO
2	19.08.2016	Endfassung mit Einpflegung der aktualisierten Daten aus den Fachgutachten zum dritten Untersuchungsjahr (Rast- und Zugvögel, Meeressäuger)	ECO	FWO	FWO
3	08.04.2022	Aktualisierte Prüffassung	BRP	MAW	FWO
4	17.06.2022	Überarbeite Endfassung	BRP	MAW	FWO
5	12.07.2022	Einarbeitung von Prüfanmerkungen, Endfassung	BRP	MAW	FWO
6	19.07.2022	Redaktionelle Änderungen	BRP	MAW	FWO
7	13.02.2025	Aktualisierte Endfassung	BRP	MIW	MAW

Inhaltsverzeichnis

		Seite
1	**Anlass, Aufgabenstellung, rechtliche Grundlagen, zu prüfende Arten**	**12**
1.1	**Anlass und Aufgabenstellung**	**12**
1.2	**Rechtliche Grundlagen**	**14**
1.3	**Relevante Arten / zu prüfende Arten**	**16**
2	**Beschreibung des Vorhabens**	**19**
2.1	**Datengrundlagen**	**20**
2.2	**Wirkfaktoren des Vorhabens**	**21**
3	**Darstellung der Methodik des AFB**	**22**
4	**Relevanzprüfung der Gesamtartenkulisse und Eingrenzung auf die relevante Prüfkulisse**	**24**
5	**Prüfung des Eintretens von Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG unter Einbeziehung der Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung**	**42**
5.1	**Arten des Anhangs IV der FFH-RL**	**42**
5.1.1	Meeressäugetiere - Konfliktanalyse Schweinswal	42
5.1.2	Fledermäuse - Konfliktanalyse	65
5.1.2.1	Rauhautfledermaus	66
5.1.2.2	Zwergfledermaus	75
5.1.2.3	Mückenfledermaus	84
5.1.2.4	Großer Abendsegler	93
5.1.2.5	Kleinabendsegler	102
5.1.2.6	Zweifarbfledermaus	111
5.1.2.7	Breitflügelfledermaus	120
5.1.2.8	Große Bartfledermaus	129
5.1.2.9	Wasserfledermaus	137
5.1.2.10	Teichfledermaus	146
5.1.2.11	Fransenfledermaus	155
5.1.2.12	Braunes Langohr	163
5.1.2.13	Nordfledermaus	171
5.1.3	Fische und Rundmäuler – Konfliktanalyse Atlantischer Stör	180
5.2	**Europäische Vogelarten**	**194**
5.2.1	Brutvögel - Konfliktanalyse	194

5.2.2 Rastvögel - Konfliktanalyse 194
5.2.2.1 Trauerente 196
5.2.2.2 Eisente 211
5.2.2.3 Samtente 224
5.2.2.4 Eiderente 238
5.2.2.5 Seetaucher 251
5.2.2.6 Haubentaucher 268
5.2.2.7 Ohrentaucher 277
5.2.2.8 Rothalstaucher 286
5.2.2.9 Kormoran 293
5.2.2.10 Mittelsäger 307
5.2.2.11 Alkenvögel 317
5.2.2.12 Zwergmöwe 339
5.2.2.13 Larus-Möwen 352
5.2.3 Zugvögel - Konfliktanalyse 381
5.2.3.1 Kranich 383
5.2.3.2 Nachtzieher 392
5.2.3.3 Tagzieher 408

6 Maßnahmen der Vermeidung und Minderung 418
6.1 Meeressäuger 418
6.2 Zugvögel 419
6.3 Fledermäuse 420
6.4 Ökologische Baubegleitung (ÖBB) 421
7 Fazit 421
8 Abkürzungsverzeichnis 425
9 Literatur- und Quellenverzeichnis 427
9.1 Literatur 427
9.2 Gesetze / Richtlinien / Normen / Erlasse / Merkblätter 466
10 Anhang 467
10.1 Abschichtungstabelle FFH-Arten 467
10.2 Abschichtungstabelle Europäische Vogelarten 475

Tabellenverzeichnis

Seite

Tabelle 1: Eckpunktkoordinaten des OWP „Gennaker“ 13
Tabelle 2: Kenngrößen der OWEA (OWP GENNAKER GMBH 2024) 19
Tabelle 3: Prüffragen zu den Verbotstatbeständen nach § 44 Abs. 1 und Abs. 5 BNatSchG 23
Tabelle 4: Liste der erfassten Fledermausarten (Anzahl der Kontakte, ausgewertet in Anlehnung an StUK4) in den Basisuntersuchungen 2014, 2016 und 2023/2024, die Erfassungsnächte im Sommer 2024 werden nachrichtlich ebenfalls aufgeführt, IFAÖ 2025e. 27
Tabelle 5: Brutbestände der im Untersuchungsgebiet potenziell auftretenden Arten in benachbarten Seevogelkolonien 2018 bis 2022 33
Tabelle 6: Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Untersuchungszeitraum September 2023 bis August 2024 nachgewiesenen im Fachgutachten näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten mit Angaben zum Schutz- oder Gefährdungsstatus 35
Tabelle 7: Übersicht der potenziell vorkommenden geschützten Arten nach FFH-RL, VSchRL, Verordnung Nr. 709/2010, BArtSchV (Anlage 1, Spalte 3) sowie der BfN-Artenliste der „nationalen Verantwortungsarten“ (2019) nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG (ohne Zugvögel) 40
Tabelle 8: Planungsrelevante Larus-Möwenarten für die artenschutzrechtliche Betrachtung des Vorhabengebietes OWP „Gennaker“ 352
Tabelle 9: Anteil Radarechos in Rotorebene am Standort OWP „Gennaker“ bei Nacht. Berechnung auf Grundlage gemessener Höhenverteilungen der Basisaufnahme (IFAÖ 2025d). 401
Tabelle 10: Erwartetes Kollisionsrisiko von Nachtziehern im OWP „Gennaker“ (fett). .. 401
Tabelle 11: Anteil Radarechos in Rotorebene am Standort OWP „Gennaker“ am Tag. Berechnung auf Grundlage gemessener Höhenverteilungen der Basisaufnahme (IFAÖ 2025d). 412
Tabelle 12: Erwartetes Kollisionsrisiko tagziehender Ruderflieger im OWP „Gennaker“ (fett). 413

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abbildung 1: Überblick zur Lage des OWP „Gennaker“ vor der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst 12
Abbildung 2: Besonders geschützte gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG Arten (nach LBV-SH 2016) 17
Abbildung 3: Relevante Arten für die Artenschutzprüfung von Eingriffsvorhaben (nach LBV-SH 2016) 18
Abbildung 4: Untersuchungsstandorte des BATMOVE-Projekts (SEEBENS-HOYER et al. 2021) 29
Abbildung 5: Dichtegrenzen ausgewählter Arten zur Abgrenzung bedeutender Vogellebensräume nördlich Darß / Zingst 36
Abbildung 6: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Schweinswals nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019f) 45
Abbildung 7: Ergebnisse des statisch akustischen Monitorings in der deutschen Ostsee aus den Jahren 2009 bis 2014. Gezeigt ist die geographische Veränderung der akustischen Aktivitätsdichte (% DPD, aus GILLES & GALLUS 2014) 47
Abbildung 8: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Rauhautfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e) 67
Abbildung 9: Verbreitungskarte der Rauhautfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019k) 68
Abbildung 10: Nachweise der Rauhautfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 69
Abbildung 11: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Zwergfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e) 76
Abbildung 12: Verbreitungskarte der Zwergfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019o) 77
Abbildung 13: Nachweise der Zwergfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 78
Abbildung 14: Kombinierte Vorkommens - und Verbreitungskarte der Mückenfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e) 85
Abbildung 15: Verbreitungskarte der Mückenfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019i) 86
Abbildung 16: Nachweise der Mückenfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020 87
Abbildung 17: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Großen Abendseglers nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d) 94

Abbildung 18: Verbreitungskarte des Großen Abendseglers in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019a) 95
Abbildung 19: Nachweise des Großen Abendseglers in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 96
Abbildung 20: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Kleinabendseglers nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d) 103
Abbildung 21: Verbreitungskarte des Kleinabendseglers in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019g) 104
Abbildung 22: Nachweise des Kleinabendseglers in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 105
Abbildung 23: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Zweifarbfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e) 112
Abbildung 24: Verbreitungskarte der Zweifarbfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019n) 113
Abbildung 25: Nachweise der Zweifarbfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 114
Abbildung 26: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Breitflügelfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BfN 2019d) 121
Abbildung 27: Verbreitungskarte der Breitflügelfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019c) 122
Abbildung 28: Nachweise der Breitflügelfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020 123
Abbildung 29: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Große Bartfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BfN 2019d) .. 130
Abbildung 30: Verbreitungskarte der Großen Bartfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019e) 131
Abbildung 31: Nachweise der Großen Bartfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 132
Abbildung 32: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Wasserfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d) 138
Abbildung 33: Verbreitungskarte der Wasserfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019m) 139
Abbildung 34: Nachweise der Wasserfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 140
Abbildung 35: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Teichfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d) 147

Abbildung 36: Verbreitungskarte der Teichfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019l) 148
Abbildung 37: Nachweise der Teichfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 149
Abbildung 38: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Fransenfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d) 156
Abbildung 39: Verbreitungskarte der Fransenfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA MV 2019d) 157
Abbildung 40: Nachweise der Fransenfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 158
Abbildung 41: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Braunen Langohrs nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e) 164
Abbildung 42: Verbreitungskarte des Braunen Langohrs in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V, 2019b) 165
Abbildung 43: Nachweise des Braunen Langohrs in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 166
Abbildung 44: Verbreitungskarte der Nordfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019h) 173
Abbildung 45: Nachweise der Nordfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020) 174
Abbildung 46: Besatz mit *A. oxyrinchus* im Odersystem zwischen 2005 und 2021 (Individuenzahlen/Jahr) (Quelle: HÖHNE & GESSNER 2021) 182
Abbildung 47: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Atlantischen Störs nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019c) 185
Abbildung 48: Übersichtskarte der Besatzgebiete und Standorte, an denen markierte Störe von 2020 - 2023 besetzt und wiedergefangen wurden, anhand der IDs (Tagnr.) kann nun, über die Zeit, die zurückgelegte Distanz vom Besatzort ermittelt werden 186
Abbildung 49: Vorkommen der Trauerente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 198
Abbildung 50: Verteilung der Trauerenten in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während der schiffsgestützten Erfassungen im November 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 198
Abbildung 51: Verteilung von Trauerenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 199
Abbildung 52: Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g) 200

Abbildung 53: Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g) 202
Abbildung 54: Vorkommen der Eisente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015) 212
Abbildung 55: Vorkommen der Eisente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 213
Abbildung 56: Verteilung von Eisenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022). 213
Abbildung 57: Räumliche Verteilung der Eisente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 215
Abbildung 58: Räumliche Verteilung der Eisente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 217
Abbildung 59: Vorkommen der Samtente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015) 226
Abbildung 60: Vorkommen der Samtente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 226
Abbildung 61: Verteilung von Samtenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 227
Abbildung 62: Räumliche Verteilung der Samtente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 228
Abbildung 63: Räumliche Verteilung der Samtente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 230
Abbildung 64: Vorkommen der Eiderente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015) 240
Abbildung 65: Verteilung von Eiderenten in der deutschen Ostsee während fluggestützter Erfassungen im Herbst (31.10. und 10.11.2019), (BORKENHAGEN et al. 2020) 240
Abbildung 66: Verteilung von Eiderenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 241
Abbildung 67: Räumliche Verteilung der Eiderente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 242
Abbildung 68: Räumliche Verteilung der Eiderente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 244

Abbildung 69: Verteilung von Seetauchern (Gavia spec.) in der deutschen Ostsee im Winter (28.12.2019 und 14.02.2020) (BORKENHAGEN et al. 2021) 256
Abbildung 70: Verteilung von Seetauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 256
Abbildung 71: Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 258
Abbildung 72: Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g). 260
Abbildung 73: Verbreitung des Haubentauchers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 269
Abbildung 74: Verteilung der Haubentaucher in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen im März 2018. Aufgrund des hohen Vorkommens wurden hier die Abundanzkategorien besonders individuenreicher Arten angewendet, um räumliche Unterschiede in der Verteilung darstellen zu können (BORKENHAGEN et al. 2019) 270
Abbildung 75: Verteilung von Haubentauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 271
Abbildung 76: Verbreitung des Ohrentaucher auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. 2008 - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 278
Abbildung 77: Verteilung der Ohrentaucher in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden im Januar 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 279
Abbildung 78: Verteilung von Ohrentauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 279
Abbildung 79: Verbreitung des Rothalstauchers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 287
Abbildung 80: Verbreitung des Kormorans auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 294
Abbildung 81: Verteilung der Kormorane in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im November 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019) 296
Abbildung 82: Verteilung von Kormoranen in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022) 296

Abbildung 83: Räumliche Verteilung des Kormorans bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 298
Abbildung 84: Räumliche Verteilung des Kormorans bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 300
Abbildung 85: Verbreitung des Mittelsägers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach Mendel et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 308
Abbildung 86: Mittelsäger, Saisonsumme (unterteilt in Januar und weitere Monate) in der Region „Küste“ sowie Individuenzahl pro Zählung (Januar und Gesamt) in den vergangenen zehn Zählperioden (LUNG M-V 2019) 309
Abbildung 87: Verteilung der Mittelsäger in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen im November 2018, aufgrund des hohen Vorkommens wurden hier die Abundanzkategorien besonders individuenreicher Arten angewendet, um räumliche Unterschiede in der Verteilung darstellen zu können (Borkenhagen et al. 2019) 309
Abbildung 88: Vorkommen des Mittelsägers östlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im Januar 2018 (Borkenhagen et al. 2019) 310
Abbildung 89: Verteilung von Mittelsägern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (Borkenhagen et al. 2022) 310
Abbildung 90: Verbreitung des Tordalks auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach Mendel et al. 2008 - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 319
Abbildung 91: Verbreitung der Gryllteiste auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach Mendel et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 320
Abbildung 92: Verbreitung der Trottellumme auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach Mendel et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 - 2006 321
Abbildung 93: Vorkommen des Tordalkes in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (Markones et al. 2015) 322
Abbildung 94: Verteilung von Trottellumme und Tordalk in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im November 2018. (Borkenhagen et al. 2019) 323
Abbildung 95: Verteilung der Gryllteiste in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden im Winter (15.01.-21.01.2019 (Borkenhagen et al. 2020) 324

Abbildung 96: Räumliche Verteilung der Tordalk bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 326
Abbildung 97: Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 328
Abbildung 98: Räumliche Verteilung der Trottellummen/Tordalken bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g) 330
Abbildung 99: Verbreitung der Zwergmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach Mendel et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006 340
Abbildung 100: Verteilung von Zwergmöwen in der deutschen Ostsee während fluggestützter Erfassungen im Frühjahr (24.03. und 07.04.2019, Borkenhagen et al. 2020) 341
Abbildung 101: Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 343
Abbildung 102: Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g). 345
Abbildung 103: Verbreitung der Silbermöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach Mendel et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006) 355
Abbildung 104: Verbreitung der Sturmmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach Mendel et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006) 356
Abbildung 105: Verbreitung der Heringsmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach Mendel et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006) 356
Abbildung 106: Verbreitung der Mantelmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach Mendel et al. 2008), Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006) 357
Abbildung 107: Verbreitung der Lachmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach Mendel et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006) 358

Abbildung 108: Verteilung von Silbermöwen (Larus argentatus) in der deutschen Ostsee im Frühjahr (24.03. und 07.04.2019) (BORKENHAGEN et al. 2020) 359
Abbildung 109: Verteilung von Silbermöwen (Larus argentatus) in der deutschen Ostsee im Winter (28.12.2019 und 14.02.2020) (BORKENHAGEN et al. 2021) 359
Abbildung 110: Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 362
Abbildung 111: Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 364
Abbildung 112: Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 366
Abbildung 113: Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 368
Abbildung 114: Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 370
Abbildung 115: Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g). 372

1 Anlass, Aufgabenstellung, rechtliche Grundlagen, zu prüfende Arten

1.1 Anlass und Aufgabenstellung

Die OWP Gennaker GmbH plant die Errichtung und den Betrieb des Offshore-Windparks (OWP) „Gennaker“ in der südlichen deutschen Ostsee. Das Vorhabengebiet liegt auf drei Teilflächen eines im Landesraumentwicklungsprogramm des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LEP M-V) ausgewiesenen marinen Vorranggebietes für Windenergieanlagen auf See. Aufgrund von Belangen bereits bestehender Nutzungen kann nicht die gesamte LEP-Fläche als Vorhabengebiet genutzt werden. Die LEP-Fläche entspricht daher der so genannten Bruttofläche und umfasst eine Fläche von insgesamt etwa 112,3 km² (ohne Sicherheitszone). Das eigentliche Vorhabengebiet entspricht der nutzbaren Nettofläche innerhalb der LEP-Fläche. Es umfasst eine Gesamtfläche von etwa 44,3 km² und befindet sich innerhalb der 12 Seemeilen-Zone. Der kürzeste Abstand zur Küste, zum Darßer Ort, beträgt etwa 10 km. Zu den Ortschaften auf dem Darß, wie Zingst und Prerow, beträgt der Abstand etwa 15 km. Die Ausdehnung der Vorhabenfläche, d. h. der Nettofläche, beträgt in Ost West Richtung ca. 18 km und in Nord Süd Richtung ca. 7,5 km. Die Wassertiefen variieren zwischen 12,5 und 20 m gemessen zum mittleren Wasserstand (MSL) (s. Abbildung 1).

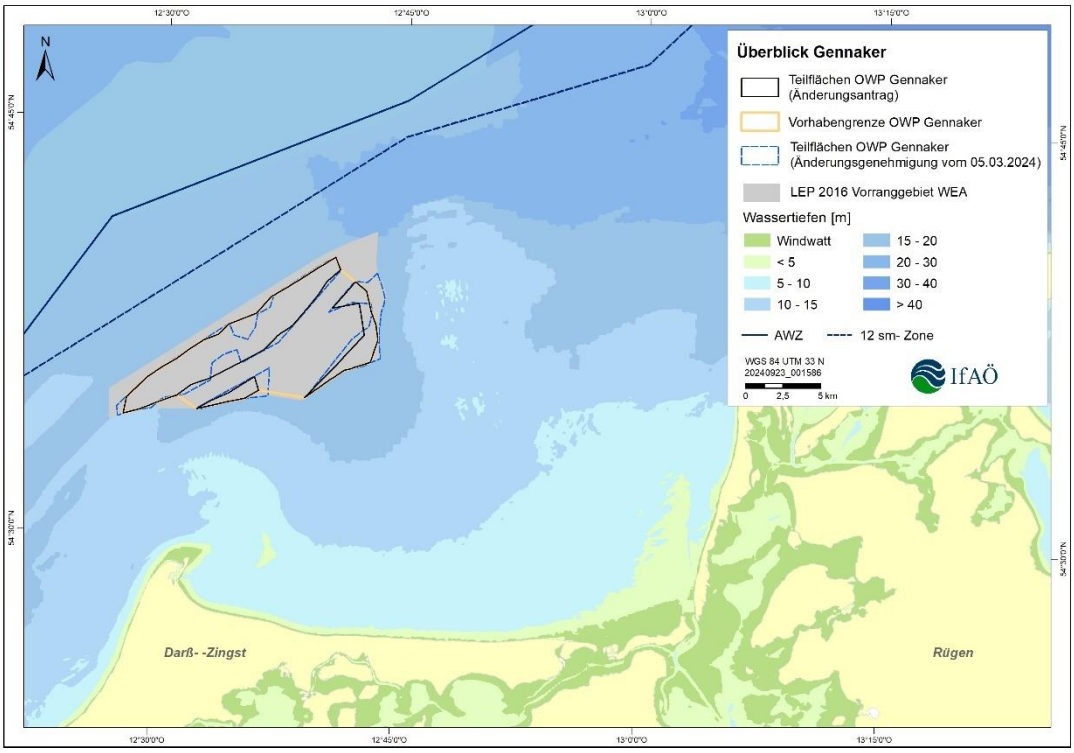


Abbildung 1: Überblick zur Lage des OWP „Gennaker“ vor der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst

Tabelle 1: Eckpunktkoordinaten des OWP „Gennaker“

	EPSG 25833		EPSG 4326	
Eckpunkt Vorhabenfläche	Easting	Northing	Längengrad O	Breitengrad N
1	351344,19	6053040,23	12° 41' 54.88"	54° 36' 10.50"
2	350861,47	6052935,86	12° 41' 28.19"	54° 36' 06.62"
3	350131,48	6052423,13	12° 40' 48.49"	54° 35' 49.27"
4	349945,38	6052328,43	12° 40' 38.30"	54° 35' 46.01"
5	348229,38	6051127,43	12° 39' 05.00"	54° 35' 05.34"
6	345138,38	6051595,43	12° 36' 12.08"	54° 35' 17.09"
7	344222,38	6051080,43	12° 35' 22.08"	54° 34' 59.43"
8	343294,08	6050882,22	12° 34' 30.80"	54° 34' 51.99"
9	343015,71	6050836,77	12° 34' 15.39"	54° 34' 50.21"
10	342779,48	6050772,35	12° 34' 02.37"	54° 34' 47.87"
11	340981,38	6050388,43	12° 32' 23.06"	54° 34' 33.43"
12	339667,38	6051298,43	12° 31' 08.16"	54° 35' 01.35"
13	338329,38	6050820,43	12° 29' 54.65"	54° 34' 44.37"
14	337154,38	6050350,43	12° 28' 50.21"	54° 34' 27.82"
15	336054,38	6050076,43	12° 27' 49.56"	54° 34' 17.69"
16	336290,38	6051179,43	12° 28' 00.48"	54° 34' 53.61"
17	337719,38	6052544,43	12° 29' 17.28"	54° 35' 39.39"
18	338663,38	6053172,43	12° 30' 08.59"	54° 36' 00.78"
19	339667,38	6053752,43	12° 31' 03.34"	54° 36' 20.67"
20	340532,38	6054370,43	12° 31' 50.29"	54° 36' 41.64"
21	341485,38	6054982,43	12° 32' 42.17"	54° 37' 02.50"
22	342454,38	6055345,43	12° 33' 35.44"	54° 37' 15.32"
23	343174,38	6056057,43	12° 34' 14.18"	54° 37' 39.14"
24	345011,38	6056767,43	12° 35' 55.17"	54° 38' 04.14"
25	345971,38	6057848,43	12° 36' 46.62"	54° 38' 40.14"
26	346994,38	6058454,43	12° 37' 42.49"	54° 39' 00.85"
27	348003,38	6059079,43	12° 38' 37.57"	54° 39' 22.15"
28	349067,38	6059748,43	12° 39' 35.65"	54° 39' 44.92"
29	350312,38	6060506,43	12° 40' 43.68"	54° 40' 10.76"
30	350640,38	6059658,43	12° 41' 03.54"	54° 39' 43.70"
31	351625,38	6058861,43	12° 41' 59.92"	54° 39' 18.98"

	EPSG 25833		EPSG 4326	
Eckpunkt Vorhabenfläche	**Easting**	**Northing**	**Längengrad O**	**Breitengrad N**
32	352376,38	6058250,43	12° 42' 42.90"	54° 39' 00.03"
33	352697,38	6056846,43	12° 43' 03.34"	54° 38' 14.98"
34	353013,38	6055957,43	12° 43' 22.56"	54° 37' 46.57"
35	353137,38	6054972,43	12° 43' 31.25"	54° 37' 14.86"
36	352632,38	6053459,43	12° 43' 05.85"	54° 36' 25.41"
37	351468,38	6053103,43	12° 42' 01.68"	54° 36' 12.68"

Die OWP Gennaker GmbH besitzt seit dem 15.05.2019 eine BImSchG-Genehmigung zur Errichtung und zum Betrieb des OWP „Gennaker“ im Wind-Vorranggebiet „Darß“. Das genehmigte Konzept des Vorhabens basierte auf der zum Planungszeitpunkt größtmöglichen Turbine Siemens Wind Power SWT-8.0-154 mit einer Nennleistung von max. 8,4 MW. Der Turbinentyp stand damals an der Schwelle zur Markteinführung.

Durch unverschuldete Verzögerungen und Umsetzungshemmnisse war die Verfügbarbarkeit dieses Anlagentyps zum geplanten Errichtungszeitpunkt nicht mehr gewährleistet. Daher musste die Trägerin des Vorhabens (TdV) für die im Mai 2019 erteilte Genehmigung mit Antrag vom 28.06.2022 ein Änderungsverfahren gem. § 16 BImSchG (wesentliche Änderung) für die weiterentwickelte Turbinenversion durchführen. Die Änderungsgenehmigung für das modifizierte Konzept ist im März 2024 erteilt worden.

Infolge der Entwicklungen in den letzten Jahren (vgl. OWP GENNAKER GMBH 2024) erfolgte erneut die Umplanung des Vorhabens, die eine zeitliche Verschiebung der Inbetriebnahme auf das Jahr 2028 vorsieht. Die aktualisierte Planung des Vorhabens umfasst nun die Errichtung und den Betrieb von 63 WEA der 15 MW-Leistungsklasse sowie der windparkinternen Verkabelung.

Alle relevanten Projektunterlagen sind auf diese Änderung hin zu prüfen und gegebenenfalls zu aktualisieren. Der vorliegende Artenschutzrechtliche Fachbeitrag (AFB) stellt eine Aktualisierung des AFB zum geplanten OPW „Gennaker“ aus dem Jahr 2022 (IFAÖ 2022a) dar.

Mit diesem Artenschutzrechtlichen Fachbeitrag (AFB) soll geprüft werden, ob durch das Vorhaben Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) erfüllt werden.

1.2 Rechtliche Grundlagen

Regelungen zum Artenschutzrecht finden sich auf der europarechtlichen Ebene zunächst in der Vogelschutz- und der FFH-Richtlinie sowie der EG-Artenschutzverordnung. Diese

Regelungen werden auf nationaler Ebene durch das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), die Landesnaturschutzgesetze und die Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) umgesetzt. Der § 44 des BNatSchG enthält hierfür spezielle Verbotstatbestände, denen die „besonders geschützten Arten“ sowie die „streng geschützten Arten“ unterfallen. Als besonders geschützt gelten:

- Arten des Anhangs IV der RL 92/43 EWG
- Arten der Anlage 1 Spalte 2 und 3 zu § 1 Bundesartenschutzverordnung
- Europäische Vogelarten (gemäß Art. 1 Richtlinie 2009/147/EG, Vogelschutz-Richtlinie (VSRL)
- Arten der Anhänge A und B der EG-Verordnung (EU) Nr. 709/2010 der Kommission vom 22. Juli 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels

Streng geschützte Arten (§ 7 Abs. 2 Nr. 14 BNatSchG) sind besonders geschützte Arten, die in:

- Anhang A der EG-Verordnung Nr. 709/2010 der Kommission vom 22. Juli 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates,
- Arten des Anhangs IV der RL 92/43/EWG (FFH-RL),
- und Arten, die in Anlage 1, Spalte 3 zu § 1 BArtSchV aufgeführt sind.

Alle europäischen Vogelarten sind den streng geschützten Arten gleich gestellt.

Das Bundesamt für Naturschutz stellt in der Datenbank „WISIA“ (www.wisia.de) Angaben zum Schutzstatus aller in Deutschland heimischen Arten bereit.

Nach § 44 BNatSchG Absatz 1 ist es verboten:

1. wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
2. wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten erheblich zu stören; eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert,
3. Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der wild lebenden Tiere der besonders geschützten Arten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
4. wild lebende Pflanzen der besonders geschützten Arten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, sie oder ihre Standorte zu beschädigen oder zu zerstören (Zugriffsverbote).

Für nach § 15 BNatSchG zulässige Eingriffe in Natur und Landschaft gelten die Zugriffsverbote gemäß § 44 Abs. 5 BNatSchG nach folgender Maßgabe: Sind in Anhang IV Buchstabe a der Richtlinie 92/ 43/EWG aufgeführte Tierarten, europäische Vogelarten oder solche Arten betroffen, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Absatz 1 Nummer 2

BNatSchG aufgeführt sind, liegt ein Verstoß gegen das Verbot des § 44 Absatzes 1 Nummer 3 BNatSchG nicht vor, soweit die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird. Soweit erforderlich, können auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgesetzt werden. Sind andere besonders geschützte Arten betroffen, liegt bei Handlungen zur Durchführung eines Eingriffs oder Vorhabens kein Verstoß gegen die Zugriffsverbote vor. Die Privilegierung des § 44 Abs. 5 BNatSchG in Bezug auf damit verbundene unvermeidbare Beeinträchtigungen wildlebender Tiere und das Verbot des § 44 Absatzes 1 Nummer 1 BNatSchG ist wegen des insoweit bestehenden Konflikts mit Gemeinschaftsrecht nicht anzuwenden.

Nach § 45 Abs. 7 BNatSchG kann die zuständige Behörde im Einzelfall von den Verboten des § 44 Abs. 1 BNatSchG Ausnahmen zulassen, insbesondere aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art.

Eine Ausnahme darf nur zugelassen werden, wenn zumutbare Alternativen nicht gegeben sind und sich der Erhaltungszustand der Populationen einer Art nicht verschlechtert, soweit nicht Artikel 16 Absatz 1 der Richtlinie 92/43/EWG weitergehende Anforderungen enthält. Artikel 16 Absatz 3 der Richtlinie 92/43/EWG und Artikel 9 Absatz 2 der Richtlinie 2009/147/EG, Vogelschutz-Richtlinie (VSRL) sind zu beachten.

Das Naturschutzausführungsgesetz Mecklenburg-Vorpommern (NatSchAG M-V) vom 23.02.2010 (GVOBl. 2010, S. 66) ist am 01.03.2010 in Kraft getreten. Es enthält keine von den unmittelbar geltenden Artenschutzregelungen des BNatSchG abweichende Regelungen, da im Artenschutz keine Abweichungsmöglichkeit für die Länder besteht (vgl. FROELICH & SPORBECK 2010).

1.3 Relevante Arten / zu prüfende Arten

Für die Zugriffsverbote des § 44 Abs. 1 BNatSchG sind alle nach dem Artenschutzrecht besonders geschützten Arten (§ 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG) relevant (siehe Abbildung 2).

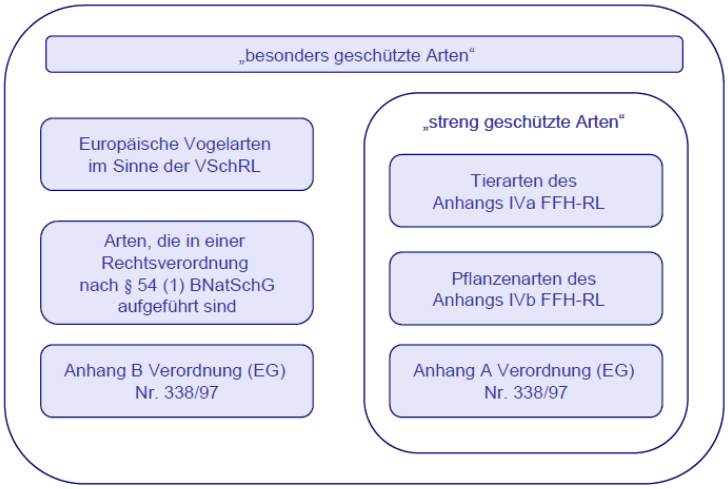


Abbildung 2: Besonders geschützte gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG Arten (nach LBV-SH 2016)

Als „besonders geschützte“ Arten gelten gemäß § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG (a) Tier- und Pflanzenarten, die in Anhang A oder Anhang B der Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates vom 9. Dezember 1996 über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels (ABl. L 61 vom 3.3.1997, S. 1, L 100 vom 17.4.1997, S. 72, L 298 vom 1.11.1997, S. 70, L 113 vom 27.4.2006, S. 26), die zuletzt durch die Verordnung (EG) Nr. 709/2010 (ABl. L 212 vom 12.8.2010, S. 1) geändert worden ist, aufgeführt sind, (b) nicht unter diese Verordnung fallende (aa) Tier- und Pflanzenarten, die in Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführt sind, (bb) europäische Vogelarten, oder (c) Tier- und Pflanzenarten, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 BNatSchG aufgeführt sind.

Da es sich hier um ein nach §§ 15 BNatSchG zuzulassendes Vorhaben handelt, sind gem. § 44 Abs. 5 BNatSchG im Artenschutzrechtlichen Fachbeitrag folgende Arten zu berücksichtigen:

- alle Arten des Anhangs IV der FFH-RL
- alle „europäischen Vogelarten“ (so wie diese in der VSchRL definiert sind)
- Arten, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 BNatSchG aufgeführt sind.

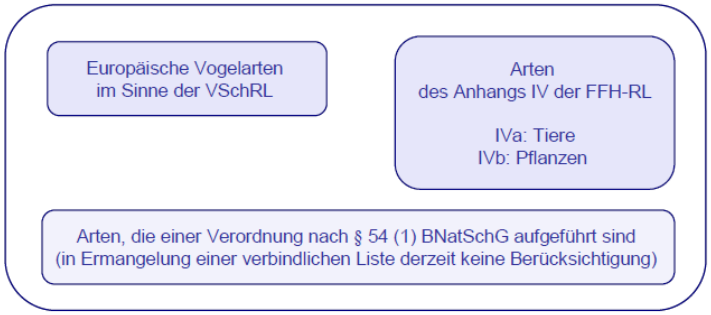


Abbildung 3: Relevante Arten für die Artenschutzprüfung von Eingriffsvorhaben (nach LBV-SH 2016)

Gemäß Leitfaden für die Erstellung von Artenschutzfachbeiträgen in Mecklenburg-Vorpommern (FROELICH & SPORBECK 2010) werden im AFB die Arten behandelt, die gemäß der Abschichtungstabelle in Anlage 1 im Vorhabensraum vorkommen und für die eine vorhabensbedingte Beeinträchtigung, die zu einer Verletzung der Verbote des § 44 (1) BNatSchG führen könnte, nicht auszuschließen sind.

In Ergänzung zu den im UVP-Bericht (TÜV NORD 2025) und in den FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen (IFAÖ 2024A, 2025A, 2024B, 2025B, 2025C) geprüften Arten wird untersucht, ob artenschutzrechtliche Verbotstatbestände nach § 44 BNatSchG in Bezug auf die international geschützten Arten nach Anhang IV der FFH-RL (gleichbedeutend „streng geschützte Arten“ nach BArtSchV) eintreten können. Weiterhin werden alle europäischen Vogelarten in die Prüfung einbezogen.

Nur für den Kranich wurde wegen der Bedeutung des Vorhabengebietes einschließlich Pufferzone für das Zuggeschehen dieser Art ein gesonderter Steckbrief erarbeitet. Aufgrund der großen Artenzahl und vergleichbarer Betroffenheit werden alle anderen nachgewiesenen Zugvogelarten in der Konfliktanalyse in mehreren artengruppen-gildenspezifischen Steckbriefen abgeprüft.

Mit dem BNatSchG sind auch solche Arten in die Artenschutzrechtliche Prüfung einzubeziehen, die in der Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG aufgeführt sind. In § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG sind als neue Kategorie besonders geschützter Arten, jene als zu berücksichtigend genannt, die in „ihrem Bestand gefährdet“ und für welche die „Bundesrepublik Deutschland in hohem Maße verantwortlich“ ist (so genannte „nationale Verantwortungsarten“, EGNER & FUCHS 2009). Eine Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 BNatSchG existiert bisher jedoch nicht. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat im Jahr 2017 eine vorläufige Liste dieser sogenannten „nationalen Verantwortungsarten“ veröffentlicht, die sich allerdings noch in Bearbeitung befindet und nicht rechtsverbindlich ist (https://biologischevielfalt.bfn.de/bundesprogramm/-foerderschwerpunkte/verantwortungsarten.html). Die behördlicherseits vorliegende Liste der relevanten Arten wurde geprüft. Diese Prüfung ergab, dass für das betrachtete Meeresgebiet die Trauerente, der Zwergschwan und der Kiebitz (die letzten beiden als Zugvögel) zu prüfen sind. Vorsorglich werden

zusätzlich auch alle in Mecklenburg-Vorpommern heimischen streng geschützten Arten (BArtSchV – Anlage 1, Spalte 3) gemäß „Liste streng geschützter Arten M-V (ohne Vögel)“ des LUNG M-V vom 22. Juli 2015 abgeprüft, aus denen sich vermutlich die Liste der „Verantwortungsarten“ rekrutieren wird. Für das hier betrachtete Vorhaben ergeben sich daraus keine zusätzlich abzuprüfenden Arten, als die ohnehin relevanten Arten des Anhangs IV der FFH-RL sowie die Europäischen Vogelarten. Laut § 54 Abs. 2 BNatSchG können besonders geschützte Arten unter strengen Schutz gestellt werden, wenn diese vom Aussterben bedroht sind oder wenn sie zur Gruppe der oben laut Abs. 1 relevanten Arten gehören, für welche die „Bundesrepublik Deutschland in hohem Maße verantwortlich“ ist. Auch hierher gehören potenziell keine Arten, die für das hier betrachtete Meeresgebiet von Relevanz sind.

Daher sind im Rahmen des vorliegenden Artenschutzrechtlichen Fachbeitrags bisher nur die sogenannten gemeinschaftsrechtlich geschützten Arten zu betrachten.

2 Beschreibung des Vorhabens

Eine Beschreibung des Vorhabens Offshore-Windpark „Gennaker“ mit Angabe der technischen Eckdaten erfolgt ausführlich in der Projektbeschreibung der Vorhabenträgerin (OWP GENNAKER GMBH 2024).

Aufgrund der Berücksichtigung bereits vorhandener bzw. geplanter baulicher Strukturen innerhalb der Vorrangfläche für Windenergie (Kabeltrassen, Windpark „EnBW Baltic 1“) unterteilt sich die Vorhabenfläche in drei Teilflächen, die elektrotechnisch durch Kabel miteinander verbunden werden. Die Lage der drei Teilflächen ist in Abbildung 1 dargestellt. Die Teilflächen haben zusammen eine Größe von Netto ca. 44,3 km². Die Größe der Einzelflächen betragen:

a) nördliche Teilfläche: ca. 33,8 km²

b) südliche Teilfläche: ca. 2,4 km²

c) östliche Teilfläche: ca. 8,1 km²

Die Eckpunktkoordinaten sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Es wird vom Einsatz einer Turbine mit den in Tabelle 2 aufgeführten Kenngrößen ausgegangen.

Tabelle 2: Kenngrößen der OWEA (OWP GENNAKER GMBH 2024)

Leistungsklasse	
Leistung [MW]	15 (14 + 1 Power Boost)
Rotor	
Durchmesser [m]	236

Rotor-Blattzahl	3
Turm	
Bauart	Stahlrohrturm (Monopile)
Durchmesser Gründung	max. 9 m
OWEA gesamt	
Gesamthöhe [m ü. NN]	max. 261
Nabenhöhe über MSL [m]	max. 143

2.1 Datengrundlagen

Wie im Kapitel 1.1 dargelegt, sind alle relevanten Projektunterlagen in Bezug auf die beschriebene Änderung hin zu überprüfen, was auch die Fachgutachten für die Artengruppen Meeressäuger, Fledermäuse, Benthos, Fische, Rastvögel (Seevögel) sowie Zugvögel (Vogelzug) beinhaltet. Entsprechend werden die Aktualisierungen dieser Fachgutachten auch im vorliegenden Artenschutzrechtlichen Fachbeitrag berücksichtigt, soweit diese hier relevant sind.

Die Grundlagendaten wurden entnommen aus:

- IfAÖ-Erhebungen zu verschiedenen Offshore-Vorhaben sowie Fachgutachten des IfAÖ
- IfAÖ-Datenbanken zum Benthos und zu Seevögeln
- Daten des Bund-Länder-Messprogramms Meeresumwelt (BLMP) des BSH (MUDAB – Meeresumweltdatenbank)
- Informationen zu Vogelschutzgebieten und den Gebieten von gemeinschaftlicher Bedeutung [Standard-Datenbögen, Gebietsformblätter), Kartenportal M-V
- UVP-Bericht (TÜV NORD 2025) und FFH-Verträglichkeitsuntersuchungen (FFH-VU, IFAÖ 2024A, 2024B, 2025C, 2025A, 2025B), Biotopschutzrechtliche Prüfung (IFAÖ 2024c)
- Fachgutachten Artengruppe „Fische“ (IFAÖ 2024e)
- Fachgutachten Artengruppe „Seevögel“ (IFAÖ 2025g)
- Fachgutachten „Vogelzug“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“ (IFAÖ 2025d)
- Fachgutachten Artengruppe „Meeressäuger“ (IFAÖ 2025f)
- Fachgutachten „Fledermäuse (IFAÖ 2025e)
- Fachgutachten „Benthos“ (IFAÖ 2024d)
- Anlage 9.1 „Relevanzprüfung für Arten des Anhang IV der FFH- Richtlinie“ des „Leitfadens Artenschutz in Mecklenburg-Vorpommern“ (FROELICH & SPORBECK 2010) [Abschichtungstabelle planungsrelevanter Arten des Anhangs IV der FFH-

Richtlinie nach FROELICH & SPORBECK (2010) und streng geschützter Arten nach BArtSchV Anlage 1, Spalte 3 (Arten, die nach der RL M-V bereits als „ausgestorben“ (0) gelten und von denen auch nachträglich keine Vorkommen nachgewiesen wurden, werden nicht mit aufgenommen)]

- Anlage 9.2 „Relevanzprüfung europäische Vogelarten“ des „Leitfadens Artenschutz in Mecklenburg-Vorpommern“ (FROELICH & SPORBECK 2010) [Abschichtungstabelle der planungsrelevanten Europäischen Vogelarten (Arten, für die eine nähere Prüfung erforderlich ist, sind durch Fettdruck hervorgehoben)]

sowie weiteren Dokumenten, die in den „Steckbriefen“ zu den untersuchten Arten im Folgenden zitiert werden.

2.2 Wirkfaktoren des Vorhabens

Im Artenschutzrechtlichen Fachbeitrag werden die Wirkfaktoren und Vorhabenwirkungen betrachtet, die für die zu prüfende Artenkulisse Verbotstatbestände auslösen können. Entsprechende artenschutzrechtliche Konflikte können aus bau-, anlage- oder betriebsbedingten Wirkungen resultieren. Es werden alle Vorhabenwirkungen in die Betrachtungen eingestellt, deren Eintreten nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann. Die Beurteilung erfolgt unter Berücksichtigung von worst-case-Annahmen.

Für den vorliegenden Artenschutzrechtlichen Fachbeitrag sind die nachfolgenden Wirkfaktoren relevant.

Bau- und rückbaubedingt

- Verkehrszunahme/Schiffsverkehr
- Schallemissionen
- Lichtemissionen und visuelle Unruhe
- Flächeninanspruchnahme/Raumverbrauch
- Erschütterung/Vibrationen
- Zeitweise Sperrung/Nutzungsverbot
- Störung oberflächennaher Sedimente
- Sedimentation, Resuspension, Gewässertrübung
- Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus dem Sediment
- Handhabungsverluste (Müll, Schadstoffe usw.)

Anlagebedingt

- Dauerhafte Flächeninanspruchnahme/Raumverbrauch
- Hindernis im Wasserkörper/Luftraum (Kollisionsrisiko)
- Lichtemissionen
- Nutzungsverbot, Einschränkung von anderen Nutzungsarten
- Einbringung von Stoffen und Baukörpern (künstliches Hartsubstrat unter Wasser)

Betriebsbedingt

- Elektromagnetische Felder und Wärmeemissionen
- Schallemissionen
- Vibrationen
- Rotorbewegungen (Scheuch- und Barrierewirkung, visuelle Unruhe)
- Instandhaltungs- und Wartungsarbeiten

3 Darstellung der Methodik des AFB

Für die Tier- und Pflanzenarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie, sowie für die europäischen Vogelarten gemäß Art. 1 der Vogelschutzrichtlinie wird gutachterlich bewertet, ob die in § 44 BNatSchG genannten Verbotstatbestände erfüllt sind. Sofern die Verbotstatbestände eintreten, ist zu untersuchen, ob die fachlichen Ausnahmebedingungen gem. § 45 Abs. 7 BNatSchG erfüllt werden.

Die Erarbeitung des Artenschutzrechtlichen Fachbeitrags (AFB) erfolgt gemäß der Vorgaben nach FROELICH & SPORBECK (2010) sowie LBV-SH 2016 und gliedert sich in drei Analyseschritte:

1. Prüfung der Relevanz der Auswirkungen des Vorhabens für die vorkommenden Arten (Relevanzprüfung)
2. Konfliktanalyse, Prüfung der Verbotstatbestände
3. ggf. Abweichungsverfahren

Im ersten Schritt erfolgt eine **Relevanzprüfung (Bestandsaufnahme)** in der zunächst eine vorhabenspezifische Selektion („Abschichtung“) des zu prüfenden Artenspektrums erfolgt. Einer sachangemessenen artenschutzrechtlichen Prüfung müssen diejenigen Arten nicht unterzogen werden, die aufgrund vorliegender Daten als nicht bedeutsam für die weiteren Prüfschritte identifiziert werden können. In Anwendung dieser Relevanzschwelle kann das zu untersuchende Artenspektrum (für das Küstenmeer) auf die Arten eingegrenzt werden, die

- im Untersuchungsraum (potenziell) vorkommen und
- vom Vorhaben tatsächlich betroffen sein können oder
- empfindlich darauf reagieren können (vgl. LANA 2006, 2009).

In der **Konfliktanalyse** ist zu ermitteln, ob vorhabenbedingt mit einem Eintreten von Verbotstatbeständen nach § 44 Abs. 1 BNatSchG zu rechnen ist. Dabei werden sowohl die artspezifischen Empfindlichkeiten, als auch die relevanten Lebensraumfunktionen betrachtet. Es ist zu prognostizieren, ob lokale Bestände durch Lebensraumverlust, Tötung oder Störung soweit geschädigt werden, dass das Überleben der lokalen Populationen gefährdet ist. Dies wird anhand der nachfolgenden Prüffragen bearbeitet (Tabelle 3).

Tabelle 3: Prüffragen zu den Verbotstatbeständen nach § 44 Abs. 1 und Abs. 5 BNatSchG

Prüffrage 1: Tötungs- und Zerstörungsverbot (Tiere und Pflanzen)	
Verbotstatbestand: § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG § 44 Abs. 1 Nr. 4 BNatSchG § 44 Abs. 5 BNatSchG	Wird Tieren des Anhangs IV FFH-RL oder europäischen Vogelarten nachgestellt, werden sie gefangen, verletzt oder getötet oder werden ihre Entwicklungsformen aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört? Erhöht sich durch das Vorhaben das Tötungs- und Verletzungsrisiko für Exemplare der betroffenen Arten signifikant und kann diese Beeinträchtigung bei Anwendung der gebotenen, fachlich anerkannten Schutzmaßnahmen nicht vermieden werden? Werden wild lebende Pflanzen des Anhangs IVb FFH-RL oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur entnommen, werden sie beschädigt oder werden ihre Standorte beschädigt oder zerstört?
Prüffrage 2: Störungsverbot (Tiere)	
Verbotstatbestand: § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG	Werden Tiere des Anhangs IV FFH-RL oder europäische Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeit gestört? Verschlechtert sich dadurch der Erhaltungszustand der lokalen Population?
Prüffrage 3: Zerstörungs- und Beschädigungsverbot (Tiere und Pflanzen)	
Verbotstatbestand: § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG § 44 Abs. 1 Nr. 4 BNatSchG § 44 Abs. 5 Satz 2 & 4 BNatSchG	Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten wild lebender Tiere der streng geschützten Arten oder der europäischen Vogelarten aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört? Werden Standorte wild lebender Pflanzen des Anhangs IVb FFH-RL beschädigt oder zerstört? Wenn dies der Fall ist, wird dann die ökologische Funktion der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. des Wuchsstandortes im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt?

Kann aufgrund der Konfliktanalyse ein Verbotstatbestand nicht von vornherein ausgeschlossen werden, sind Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -minderung einschließlich der funktionserhaltenden Maßnahmen nach § 44 Abs. 5 Satz 3 BNatSchG (**CEF-Maßnahmen**) zu prüfen, welche zur Lösung potenziell eintretender artenschutzrechtlicher Verbote herangezogen werden können.

Kann durch Maßnahmen zur Konfliktvermeidung und -minderung ein Verbotstatbestand nicht ausgeschlossen werden, sind die Voraussetzungen eines **Abweichungsverfahrens** (Ausnahme) nach § 45 Abs. 7 BNatSchG zu prüfen. Nach § 45 Abs. 7 BNatSchG kann die

zuständige Behörde von den Verboten des § 44 BNatSchG im Einzelfall weitere Ausnahmen zulassen, u. a. aus Gründen der öffentlichen Sicherheit (Nr. 4) oder aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art (Nr. 5). Eine Ausnahme darf nur zugelassen werden, wenn zumutbare Alternativen nicht gegeben sind und sich der Erhaltungszustand der Populationen einer Art nicht verschlechtert.

Die in Tabelle 3 genannten Fragen werden im Kapitel 4 im Rahmen einzelner Prüfsteckbriefe beantwortet, die in Anlehnung an die Vorgaben von FROELICH & SPORBECK (2010) und LBV-SH (2016) aufgebaut sind. Die Prüfung findet Art für Art in Einzelsteckbriefen oder gildenweise in Sammelsteckbriefen statt. Hier gilt generell, dass nur die Arten zusammenzufassen sind, bei denen Lebensweise und ökologische Ansprüche vergleichbar sind und bei denen das Ergebnis der Prüfung der Verbotstatbestände gleich ist (FROELICH & SPORBECK 2010).

4 Relevanzprüfung der Gesamtartenkulisse und Eingrenzung auf die relevante Prüfkulisse

Im Rahmen des artenschutzrechtlichen Fachbeitrags wird geprüft, ob artenschutzrechtliche Verbotstatbestände nach § 44 BNatSchG in Bezug auf die nach Anhang IV der FFH-RL geschützten Arten und auf europäische Vogelarten eintreten können.

Die Arten und Artengruppen, für die nach Auswertung der vorhandenen Daten- und Informationsgrundlagen ein potenzieller Bestand im worst-case-Szenario im Untersuchungsraum vorliegt, werden als prüfungsrelevanter Artbestand angesehen und hinsichtlich der Einhaltung der artenschutzrechtlichen Vorgaben des § 44 (1) BNatSchG im Hinblick auf vorhabenbedingte Beeinträchtigungen geprüft. Eine vertiefte Prüfung ist ausschließlich für die bezüglich des Vorhabens relevanten marinen Arten durchzuführen. Nicht relevante Arten können frühzeitig abgeschichtet werden, soweit ein Verbotstatbestand begründet ausgeschlossen werden kann. Bestimmte Artengruppen oder Vogelgilden, wie die Alken und Möwen, können in Abhängigkeit der möglichen Betroffenheiten und Lebensraumeignung fachlich begründet zusammengefasst geprüft werden, da deren Betroffenheit gleich ist.

Pflanzen

Aufgrund fehlender geeigneter Substrate ist mit größeren Makrophyten-Vorkommen nicht zu rechnen (IFAÖ 2024d).

Im Untersuchungsgebiet wurde im Rahmen der Untersuchungen mittels 2 m-Baumkurre der Zuckertang (*Saccharina latissima*) in den Proben nachgewiesen. Dabei handelte es sich um vereinzelte Pflanzen, die mit den Miesmuschelkonglomeraten assoziiert waren.

Aufgrund der höheren Wassertiefe im Bereich des Vorhabengebiets ist die Annahme wahrscheinlich, dass es sich um Driftalgen handelt. Die Sandböden liegen in einer Wassertiefe von etwa 10 bis 20 m und sind makrophytenfrei. Zusätzlich hafteten an Teilen der erfassten Miesmuschelkonglomerate Rotalgen (Rhodophyceae), wie etwa *Delesseria sanguinea*, *Phycodrys rubens* und *Vertebrata fucoides*. Eine Dokumentation erfolgte auch mittels der Aufnahmen der Unterwasserkamera (IFAÖ 2024d).

Streng geschützte Arten des Anhangs IV der FFH-RL kamen nicht vor. Eine weiterführende Betrachtung entfällt daher.

Marine Säugetiere

Im Rahmen der Datenaufnahme wurden in den Untersuchungsjahren 2012 bis 2016 sowie 2023/2024 im Vorhabengebiet drei Meeressäuger-Arten (Schweinswal, Seehund, Kegelrobbe nachgewiesen, welche den besonders geschützten Arten zugeordnet werden (IFAÖ 2025f). Die im Vorhabengebiet nachgewiesene Walart Schweinswal wird ebenfalls den streng geschützten Arten zugeordnet.

Ein Eintreten der Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 BNatSchG aufgrund der vorhabenbedingten Wirkfaktoren kann für Meeressäuger grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden. Da sich die Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 BNatSchG auf „streng geschützte“ Arten (gem. Anhang IV der FFH-RL) beziehen, entfällt eine Betrachtung der „besonders geschützten“ Robbenarten (beide in Anhang II der FFH-RL) in der sich anschließenden Konfliktanalyse. Die Prüfung der Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 BNatSchG erfolgt ausschließlich für den Schweinswal.

Fledermäuse

Die notwendigen Angaben zum Vorhaben (Vorhabensbeschreibung) für die Vorprüfung und die sich anschließende Konfliktanalyse sind in Kap. 2 enthalten.

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014, 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt.

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle.

Im gesamten betrachteten Untersuchungszeitraum wurden insgesamt fünf Fledermausarten sicher nachgewiesen. Von diesen Arten kam nur die Rauhautfledermaus und der Große Abendsegler in sechs von acht Untersuchungszeiträumen vor. In der Frühjahrszugzeit 2014 wurden zwei der fünf Arten registriert, im Herbst 2014 vier, im Frühjahr und Herbst 2016 jeweils drei und im Herbst 2023 drei, im Frühjahr 2024 eine, im Sommer 2024 zwei und im

Herbst 2024 drei der Arten. Auffällig ist, dass in der Frühjahrsuntersuchung 2016 und 2024 keine Abendseglerarten nachgewiesen wurden, obwohl diese Gattung typischer Fernwanderer umfasst (IFAÖ 2025e).

Tabelle 4: Liste der erfassten Fledermausarten (Anzahl der Kontakte, ausgewertet in Anlehnung an StUK4) in den Basisuntersuchungen 2014, 2016 und 2023/2024, die Erfassungsnächte im Sommer 2024 werden nachrichtlich ebenfalls aufgeführt, IfAÖ 2025e.

Artname	Frühjahr 2014	Herbst 2014	Frühjahr 2016	Herbst 2016	Herbst 2023		Frühjahr 2024	Frühjahr 2024	Sommer 2024!	Herbst 2024
	Schiff	Schiff	Darßer Schwelle	Darßer Schwelle	Schiff	Darßer Schwelle	Schiff	Darßer Schwelle	Schiff	Schiff
Rauhautfledermaus *Pipistrellus nathusii*	10	15	3	13	20	2	5	0	0	11
Zwergfledermaus *Pipistrellus pipistrellus*	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0
Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmeus*	0	0	2	3	1	0	0	0	4	53
Großer Abendsegler *Nyctalus noctula*	6	6	0	1	16	1	0	0	2	8
Kleinabendsegler *Nyctalus leisleri*	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Abendsegler-Art Nyctaloid	2	0	0	0	23	2	0	0	0	14
Anzahl der Kontakte (gesamt):	**18**	**24**	**9**	**17**	**60**	**5**	**5**	**0**	**6**	**86**
Erfassungsnächte (StUK 4-konform)*	**14**	**23**	**62**	**76**	**13**	**37**	**13**	**28**	**3**	**7**

* StUK 4-Konformität bezieht sich hier auf den Erfassungszeitraum
!: hier nur nachrichtlich genannt, da nicht in StUK 4-konformen Zeitraum

Die aus akustischen Aktivitätsdaten errechneten Individuenzahlen des Forschungsvorhabens Batmove weisen für die deutsche Ostsee nicht auf Konzentrationsräume im Frühjahr hin. Vielmehr deuten die Daten auf eine eher gleichmäßige Aktivität an den untersuchten Standorten hin (Großtonne Fehmarn Belt, Tonne E69, Tonne E70, Tonne DS-W, FINO 2, Arkonatonne, Plattform Arkona, vgl. SEEBENS-HOYER et al. 2021). Aufgrund der – z.B. im Vergleich zu einer Nordseequerung –geringen Entfernungen zwischen den Start- und Zielpunkten ist die zur Wanderung über die Ostsee benötigte Flugdauer generell recht kurz. Gleiches gilt auch für die Wanderung im Spätsommer. Nach einem Start an einem der zahlreichen Abflugpunkte in Schweden (AHLÉN 1997), verteilen sich die Fledermäuse entlang der skandinavischen Küste (AHLÉN et al. 2007b, 2009) und ziehen weiter in Richtung deutsche Ostseeküste. Es wird angenommen, dass die Ostsee von Fledermäusen „auf breiter Front überflogen wird“ (WALTER et al. 2007, RYDELL et al. 2014) und der Zug dabei „entlang von markanten Landschaftselementen wie Küstenlinien stattfindet“ (BSH 2009). Die Annahme, dass sogenannte Verdichtungsräume (Konzentrationsräume) im Bereich der deutschen Ostsee auftreten, konnte auch durch die Veröffentlichung von SEEBENS-HOYER et al. (2021) nicht bestätigt werden. „Vielmehr deuten die Daten auf eine eher gleichmäßige Aktivität“ hin (SEEBENS-HOYER et al. 2021, siehe nachfolgender Text). Im Spätsommer wurden im Rahmen der Batmove-Untersuchungen an den Standorten Großtonne Fehmarn Belt und Tonne E69 relativ hohe, aus den Aktivitäten ermittelte Individuenzahlen festgestellt: Diese sind an beiden Tonnen im Mittel etwa dreimal höher als an den anderen Ostseestandorten Tonne E70, Tonne DS-W, FINO 2 und Arkonatonne (Großtonne Fehmarn Belt: Spätsommer 2018, Tonne E69: Spätsommer 2017), an der Tonne E69 im Spätsommer 2016 sogar mehr als viermal höher (Lage der Standorte: Abbildung 4). Die im Bereich des Fehmarn Belt festgestellten hohen Aktivitäten bestätigen ältere Untersuchungen aus diesem Bereich: MEYER (2011) konnte durch Daueraufzeichnungen in Gedser und Hyllekrog (Dänemark) eine Konzentration spätsommerlich wandernder Fledermäuse belegen. Dies spricht dafür, dass ein größerer Anteil der im Spätsommer von Norden kommenden Tiere der Vogelfluglinie von Schonen (Schweden) über Seeland, Falster, Lolland (Dänemark) nach Fehmarn (Deutschland) folgend migriert. Dass die Wanderung im Spätsommer zeitlich gestreckter verläuft als im Frühjahr, passt ebenfalls in dieses Bild, dass die Vogelfluglinie genutzt wird. Die über die Landmassen wandernden Tiere könnten sich entlang der Route länger bei der Jagd aufhalten (vgl. SUBA et al. 2012) oder paaren. Grundsätzlich kann die Routenauswahl auch von den vorherrschenden Witterungsbedingungen abhängen. Es wäre beispielsweise möglich, dass bei widriger Witterung eher die Route entlang der Vogelfluglinie gewählt wird. Insgesamt besteht diesbezüglich noch Forschungsbedarf. (SEEBENS-HOYER et al. 2021).



Abbildung 4: Untersuchungsstandorte des BATMOVE-Projekts (SEEBENS-HOYER et al. 2021)

Zusammenfassend lässt sich schlussfolgern, dass die Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2014, 2016, 2023/24 das bisher in der Literatur beschriebene Bild weitgehend bestätigen (IFAÖ 2025e).

Die Bedeutung des Vorhabengebietes für Fledermäuse wird im Rahmen des UVP-Berichts (TÜV NORD 2025) bewertet. Als zu prüfende, geschützte Arten wurden die Rauhautfledermaus, der Große Abendsegler, der Kleinabendsegler, die Mückenfledermaus und die Zwergfledermaus festgestellt. Diese werden nachfolgend vorrangig in die Konfliktanalyse übernommen. Weitere potenziell über das Meer fliegende und in M-V nachgewiesene Arten werden zusätzlich, höchst vorsorglich, ebenfalls mit abgeprüft.

Fische und Rundmäuler

In ihrer umfassenden Übersicht führen WINKLER & SCHRÖDER (2003) für die gesamte deutsche Ostseeküste 151 Arten auf. Hierbei umfasst das Bezugsgebiet die Ostseeküsten von Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, äußerlich begrenzt durch die mit den Nachbarländern festgelegte Mittellinie (AWZ-Grenze, entsprechend der Definition von FRICKE et al. 1996). Nach WINKLER & SCHRÖDER (2003) sind 2/3 der Fischgemeinschaft marine Arten, 12 % diadrome Wanderer und 21 % Süßwasserfische. Von den 151 in der Ostsee vorkommenden Arten gelten 44 als sehr selten, 36 als selten, 33 als regelmäßig, 24 als häufig, und 13 Arten treten sehr häufig in der deutschen Ostsee auftreten. Damit treten ca. 46 % der Fischarten (70 von 151) regelmäßig bis sehr häufig und rund 54 % selten bis sehr selten in der deutschen Ostsee auf (WINKLER & SCHRÖDER 2003 in BSH 2020b, vgl. Kap. 2.7 in BSH 2025).

Für das nun gegenständliche Genehmigungsverfahren wurde es für sinnvoll erachtet, die bereits vorhandene Datengrundlage, um einen weiteren vollständigen Jahresgang zu

erweitern bzw. zu aktualisieren. Dies erfolgte im Zeitraum 2023 bis 2024 mit dem 4. Jahr der Basisaufnahme.

Das Fachgutachten „Fische“ (IFAÖ 2024e) stellt die Ergebnisse der Untersuchungen im Herbst 2023 und Frühjahr 2024 dar. Des Weiteren werden diese Daten, mit denen der Vorjahre verglichen. Die über den gesamten Zeitraum Herbst 2012 bis Frühjahr 2024 erhobenen Daten dienen der Beschreibung des Status quo der Fische im Bereich des aktuellen Vorhabengebietes. Dazu gehören die Erfassung und Bewertung der im Vorhabengebiet ansässigen Fischgemeinschaft anhand der übergeordneten Kriterien „Vielfalt und Eigenart“, „Seltenheit und Gefährdung“ sowie „Vorbelastung“. Die Untersuchungen wurden entsprechend der Vorgaben des jeweils gültigen standardisierten Untersuchungskonzepts zur Auswirkung von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 4, BSH 2013) durchgeführt. Für den Fang der Fische kam ein Grundschleppnetz vom Typ „Windparktrawl“ (WPT) zum Einsatz.

Zur Erweiterung des mit dem WPT ermittelten Datensatzes wurden die Fischbeifänge aus den 2-m-Baumkurrehols zur Untersuchung der Epifauna berücksichtigt. Die Ergebnisse der 2-m-Baumkurrefänge wurden zur Erweiterung des Artenspektrums im Untersuchungsgebiet herangezogen.

Während der aktuellen Untersuchungen im Herbst 2023 und Frühjahr 2024 wurden im OWP „Gennaker“ mit den eingesetzten Fanggeräten (WPT und 2-m-Baumkurre) insgesamt 29 Fischarten nachgewiesen. Zusammen mit den vorherigen Untersuchungen wurden im betrachteten Untersuchungszeitraum 2012 bis 2024 insgesamt 38 Fischarten nachgewiesen.

Für die Einordnung der im Bereich des Vorhabengebiets OWP „Gennaker“ erfassten Fischfauna wurden zum Vergleich Fischereisurvey-Daten des TI-OF (THÜNEN INSTITUT FÜR OSTSEEFISCHEREI 2022) aus den Jahren 2020-2021 sowie Fangdaten des International Council for the Exploration of the Sea (ICES 2024) aus den Jahren 2022-2024 herangezogen. Insgesamt wurden bei den Untersuchungen des TI-OF in den Jahren 2020-2021 insgesamt 33 und des ICES in den Jahren 2022-2024 insgesamt 30 Arten registriert (IFAÖ 2024e).

Die Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 BNatSchG beziehen sich nur auf „streng geschützte“ Arten (Anhang IV der FFH-RL). Während der Basisuntersuchungen von 2012 bis 2024 wurden keine Fischarten des Anhangs IV der FFH-RL nachgewiesen. Rein vorsorglich erfolgt die anschließende Konfliktanalyse mit der Prüfung der Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 BNatSchG für den Atlantischen Stör (*Acipenser oxyrinchus*), da seit längerem Besatzmaßnahmen in den Zuflüssen der Ostsee durchgeführt werden. Neben der überwiegenden Anzahl der Wiederfänge im küstennahen Bereich bzw. unweit der Besatzorte wurden einige Störe auch schon weit entfernt von den Besatzorten wiedergefangenen und haben auf ihrer Wanderung erheblich an Länge und Masse dazugewonnen. Auf Grundlage dieser Daten kann man davon ausgehen, dass die

besetzten Störe in der Lage sind, alle von ihnen potenziell in der Ostsee nutzbaren Habitate zu erschließen (vgl. Kap. 5.1.3). Ein Durchwandern des Vorhabengebietes kann daher nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Brutvögel

Vogelbruten finden immer an Land statt. Eine Nutzung des Vorhabengebietes durch Brutvögel aus den benachbarten Seevogelkolonien ist nicht völlig ausgeschlossen, da Brutvögel das Seegebiet vor der Küste Fischland/Darß/Zingst zur Nahrungssuche nutzen.

Benachbarte Seevogelbrutgebiete

Auf mehreren Seevogelinseln im Bereich der westrügenschen Boddengewässer sowie der Darß-Zingster Boddenkette brüten zahlreiche See- und Küstenvogelarten (vgl. u.a. HERRMANN 2023a). Arten, wie der Kormoran *Phalacrocorax carbo*, die Silbermöwe *Larus argentatus*, die Mantelmöwe *Larus marinus* und die Brandseeschwalbe *Sterna sandvicensis* nutzen das Seegebiet nördlich der Halbinsel Darß-Zingst während der Brutzeit zur Nahrungssuche. Kormoran und Brandseeschwalbe beschränken sich dabei weitgehend auf die küstennahen Flachwassergebiete innerhalb des Nationalparks „Vorpommersche Boddenlandschaft“. Lediglich die Großmöwen, die sich vorrangig von Fischereiabfällen (Discard) ernähren, folgen den Kuttern hinaus auf die offene Ostsee (GARTHE & SCHERP 2003). Alle anderen Küstenvogelarten nutzen während der Brutzeit fast ausschließlich die inneren Küstengewässer und die Windwatten am Darßer Ort, Bock und Bessin.

Die Brutbestände der relevanten Seevogelkolonien sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Berücksichtigt werden die Bestände aus den Gebieten in der Darß-Zingster-Boddenkette (Kirr, Barther Oie), sowie aus den Westrügenschen Boddengewässern (Neuer Bessin, Insel Heuwiese, Liebitz, Insel Beuchel) der Jahre 2018 bis 2022.

Nachfolgend erfolgt eine Beschreibung der Brutbestände im Jahr 2022 (HERRMANN 2023a) bezogen auf die relevanten Seevogelkolonien.

Die Brutbestände des Kormorans ergeben sich aus den Kolonien auf den Inseln Heuwiese und Beuchel. Der Höckerschwan ist weiter über das Gebiet der Darß-Zingster-Boddenkette sowie den Westrügenschen Boddengewässern verbreitet (z. B. 35 Paar auf der Insel Kirr und 57 auf der Insel Heuwiese). Graugänse nisten vor allem auf der Insel Kirr (40 Brutpaare). Von der Nilgans ist zurzeit nur ein Brutpaar auf der Insel Beuchel bekannt. Die Brandgans ist weiter über das Gebiet verbreitet. Schnatterenten nisten vor allem auf der Kirr (30 Brutpaare) und der Barther Oie (29 Brutpaare), genauso wie die Krickente (fünf Brutpaare auf der Kirr, ein Brutpaar auf der Barther Oie) und die Stockente (40 Brutpaare auf der Kirr, 63 Brutpaare auf der Barther Oie). Die Spießente war auf der Barther Oie (zwei Brutpaare) und der Insel Heuwiese (ein Brutpaar) zu finden, die Knäkente mit zwei Brutpaaren nur auf der Kirr. Die Löffel- und die Kolbenente brüteten nur auf der Kirr und der Barther Oie (fünf bzw. zwei Brutpaare auf der Kirr, sieben bzw. ein Brutpaar/e auf der Barther Oie). Das Vorkommen der Reiherente beschränkt sich auf die Kirr (zwei Brutpaare),

die Barther Oie (drei Brutpaare) und die Insel Beuchel (vier Brutpaare). Das Brutvorkommen der Eiderente beschränkt sich aktuell noch auf die Insel Heuwiese (ein Brutpaar), während der Mittelsäger mit kleinen Vorkommen in verschiedenen Gebieten brütet. Brutvorkommen des Gänsesägers in den relevanten Gebieten sind aktuell nicht bekannt. Teich- und Bläss-huhn finden sich zurzeit nur auf dem Neuen Bessin (Hiddensee, je zwei Brutpaare). Der Bestand des Austernfischers hat in den letzten fünf Jahren in den relevanten Gebieten kontinuierlich zugenommen, wobei sich die meisten Brutpaare auf der Kirr (45 Brutpaare) und der Barther Oie (29 Brutpaare) befinden. Die meisten Brutpaare des Säbelschnäblers (45 Brutpaare) befinden sich auf der Kirr. Der Sandregenpfeifer ist hauptsächlich auf dem Neuen Bessin (14 Brutpaare) zu finden, vier Brutpaare gibt es aber auch auf der Kirr. Der Kiebitz kommt zwar im gesamten Gebiet vor, das mit Abstand größte Vorkommen befindet sich aber auf der Kirr (130 Brutpaare). Der Kampfläufer wurde zuletzt 2021 auf der Kirr nachgewiesen. Die Uferschnepfe und der Brachvogel brüteten mit 60 bzw. zwei Brutpaaren ausschließlich auf der Kirr. Der Rotschenkel kam hauptsächlich auf der Kirr (135 Brutpaare) und der Barthe Oie (19 Brutpaare) vor, aber auch auf dem Neuen Bessin (ein Brutpaar) und der Insel Liebitz (ein Brutpaar). Die Lachmöwe und die Schwarzkopfmöwe besetzten hauptsächlich die Barther Oie (162 bzw. zwei Brutpaare). Jeweils ein Brutpaar gab es dazu auf der Insel Heuwiese (Lachmöwe) bzw. der Insel Liebitz (Schwarzkopmöwe). Sturmmöwen brüteten am häufigsten auf der Insel Liebitz (150 Brutpaare) und Mantelmöwen ausschließlich auf der Insel Heuwiese. Brutpaare der Heringsmöwe gab es zuletzt 2021 auf den Inseln Heuwiese und Beuchel (je ein Brutpaar). Die Silbermöwe brütet am häufigsten auf den Inseln Barther Oie (351 Brutpaare), Heuwiese (300 Brutpaare) und Beuchel (424 Brutpaare). Die Kolonien der Brandseeschwalben nahmen bis zum Jahr 2011 jährlich ab. Vor allem auf der Barther Oie gingen in den letzten Jahren die Zahlen massiv zurück. Brüteten im Jahre 2000 noch 700 Brutpaare, wurden 2007 nur noch 190 gezählt. Ein ähnlicher Verlauf im Bestand der Brandseeschwalbe zeigte sich auf der Insel Kirr, wo im Jahr 2006 noch 450 Brutpaare erfasst wurden, im Jahre 2010 nur noch 280, dann aber wieder 400 Paare im Jahr 2012. Zuletzt stieg der Bestand auf der Barther Oie an, aber der Gesamtbestand der beiden benachbarten Inseln erreichte 2014 ein historisches Tief. In den Jahren 2015 und 2016 kam es zu einem Komplettausfall von Brandseeschwalbenbruten, 2017 wurde die Insel Heuwiese wieder mit 90 Paaren besetzt, 2022 gab es elf Brutpaare auf der Barthe Oie. Die Zahl der Flussseeschwalben ist ebenfalls rückläufig. Ihr Hauptbrutgebiet befand sich auf der Insel Kirr, im Jahr 2014 dann aber bis 2016 mehrheitlich auf der Barther Oie. Zuletzt gab es 2022 136 Brutpaare auf der Barther Oie. Zwergseeschwalben zeigen insgesamt geringere Brutpaarzahlen. Sie brüten aktuell nur auf der Halbinsel Bessin (ein Brutpaar). (vgl auch für weitere Berichte: Berichte zu Arten oder Artengruppen (Vögel) - LUNG M-V (mv-regierung.de)).

Tabelle 5: Brutbestände der im Untersuchungsgebiet potenziell auftretenden Arten in benachbarten Seevogelkolonien 2018 bis 2022

Art / Jahr	2018	2019	2020	2021	2022
Kormoran	1.233	1.127	1.360	332	833
Höckerschwan	291	191	193	167	167
Graugans	85	102	35	49	62
Nilgans	1	0	0	0	1
Brandgans	36	29	36	31	28
Schnatterente	71	49	51	67	71
Krickente	4	4	5	6	6
Stockente	77	76	83	77	119
Spießente	1	0	0	1	3
Knäkente	2	1	1	2	2
Löffelente	31	17	19	17	12
Kolbenente	4	3	3	4	3
Reiherente	8	9	7	6	9
Eiderente	1	1	0	5	1
Mittelsäger	8	8	6	3	6
Gänsesäger	0	0	0	4	0
Teichhuhn	0	0	0	0	2
Blässhuhn	0	1	1	0	2
Austernfischer	74	78	79	82	86
Säbelschnäbler	24	48	35	70	55
Sandregenpfeifer	30	35	21	24	18
Kiebitz	111	149	123	125	157
Kampfläufer	1	0	0	1	0
Uferschnepfe	67	57	40	50	60
Brachvogel	0	0	1	1	2
Rotschenkel	127	119	123	139	156
Lachmöwe	455	417	267	130	163
Schwarzkopfmöwe	1	1	0	0	3
Sturmmöwe	390	334	315	417	283
Mantelmöwe	10	8	9	10	5
Heringsmöwe	2	4	2	2	0
Silbermöwe	1.329	1.338	1.200	1.319	1.080
Brandseeschwalbe	100	42	70	18	11
Flussseeschwalbe	184	157	227	174	172
Zwergseeschwalbe	28	35	19	5	1

2018-2022 (Jahresberichte AG Küstenvogelschutz M-V): HERRMANN 2019, 2020, 2023a, HERRMANN et al. 2021, 2022. Enthalten sind Bestände der Gebiete Barther Oie (2018-2022), Kirr (2018-2022), Werderinseln und Windwatt am Bock (2018-2019), Fährinsel (2018-2021) Neuer Bessin (2018-2022), Insel Heuwiese (2018-2022), Liebitz (2018-2022), Insel Beuchel (2018-2022)

Rastvögel

Eine ausführliche Bestandsbeschreibung der Rastvögel (Seevögel) ist im Fachgutachten Seevögel (IFAÖ 2025g) enthalten, auf welches hiermit verwiesen wird.

Die „Abschichtung“ der im Seevogelgutachten (IFAÖ 2025g) beschriebenen Arten auf diejenigen Arten, welche in die Konfliktanalyse überführt werden, erfolgt in Tabelle 6.

Dort werden die im Rahmen der Voruntersuchung zum Vorhaben OWP „Gennaker“ in den Flug- bzw. Schiffsuntersuchungsgebieten im Untersuchungszeitraum September 2023 bis August 2024 festgestellten Rastvogelarten aufgelistet, die einen länderübergreifenden Schutz- oder Gefährdungsstatus aufweisen.

Tabelle 6: Liste der während der Erfassungen (Flug und Schiff) im Untersuchungszeitraum September 2023 bis August 2024 nachgewiesenen im Fachgutachten näher betrachteten, gefährdeten oder geschützten Vogelarten mit Angaben zum Schutz- oder Gefährdungsstatus

Artname	VSchRL	SPEC	EUR-Gef.	AEWA	RLW-BRD
Sterntaucher	Anhang I	3	LC	B 2e	2
Prachttaucher	Anhang I		LC	B 2c	*
Haubentaucher			LC	C 1	*
Rothalstaucher		Non-SPEC	VU	A 3c	
Ohrentaucher	Annex I	1		A 1b 2	R
Kormoran				C 1	
Eisente		1		A 1b	
Eiderente		1	EN	A 4	
Trauerente			LC	B 2a	*
Samtente		1	VU	A 1b	1
Zwergmöwe	Anhang I	3	LC	A (3c 3e)	*
Lachmöwe			LC	B 2c	*
Sturmmöwe			LC	B 2c	*
Heringsmöwe			LC	A 3c*	ssp. *fuscus;* spp. *intermedius*[1]
Silbermöwe		2	LC	B 2c 2e	*
Mantelmöwe			LC	B 2c	*
Brandseeschwalbe	Anhang I		LC	C 1	*
Flussseeschwalbe	Anhang I		LC	C 1	3
Küstenseeschwalbe	Anhang I		LC	C 1	V
Trottellumme		3	LC	B 1/C 1	*
Tordalk		1	LC	C 1	*
Gryllteiste		2	LC	C 1	

Erläuterung:
VSchRL: EU-Vogelschutzrichtlinie, Anhang I; SPEC-Kategorien; EUR-Gef: gesamteuropäische Gefährdungskategorien; AEWA: Kategorien des AEWA-Abkommens (Stand: 2023); RLW-BRD: Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands

Im Anschluss daran wird für die Rastvögel, für welche Verbots-, Störungs- und / oder Schädigungstatbestände nicht von vornherein sicher ausgeschlossen werden können, in der

[1] tritt im Untersuchungsgebiet nur selten auf

„Konfliktanalyse“ eine Prüfung in Steckbriefform durchgeführt. Neben den in Tabelle 6 genannten Arten, wird auch für die Arten Mittelsäger und Steppenmöwe eine Konfliktanalyse durchgeführt, da der Mittelsäger im Vorhabengebiet nachgewiesen wurde. Die Steppenmöwe wurde nur vereinzelt nachgewiesen, wird aber aus Vorsorgegründe mitbetrachtet (Artensteckbriefe, Kap. 5.2.2).

Die Seeschwalbenarten (Brandsee-, Fluss- und Küstenseeschwalbe) treten in der Ostsee fast nur in küstennahen Gebieten auf (MENDEL et al. 2008). Auch im Untersuchungsgebiet kamen sie nur geringen Abundanzen vor (vgl. IFAÖ 2025g) und werden daher im Folgenden nicht in die Konfliktanalyse übernommen.

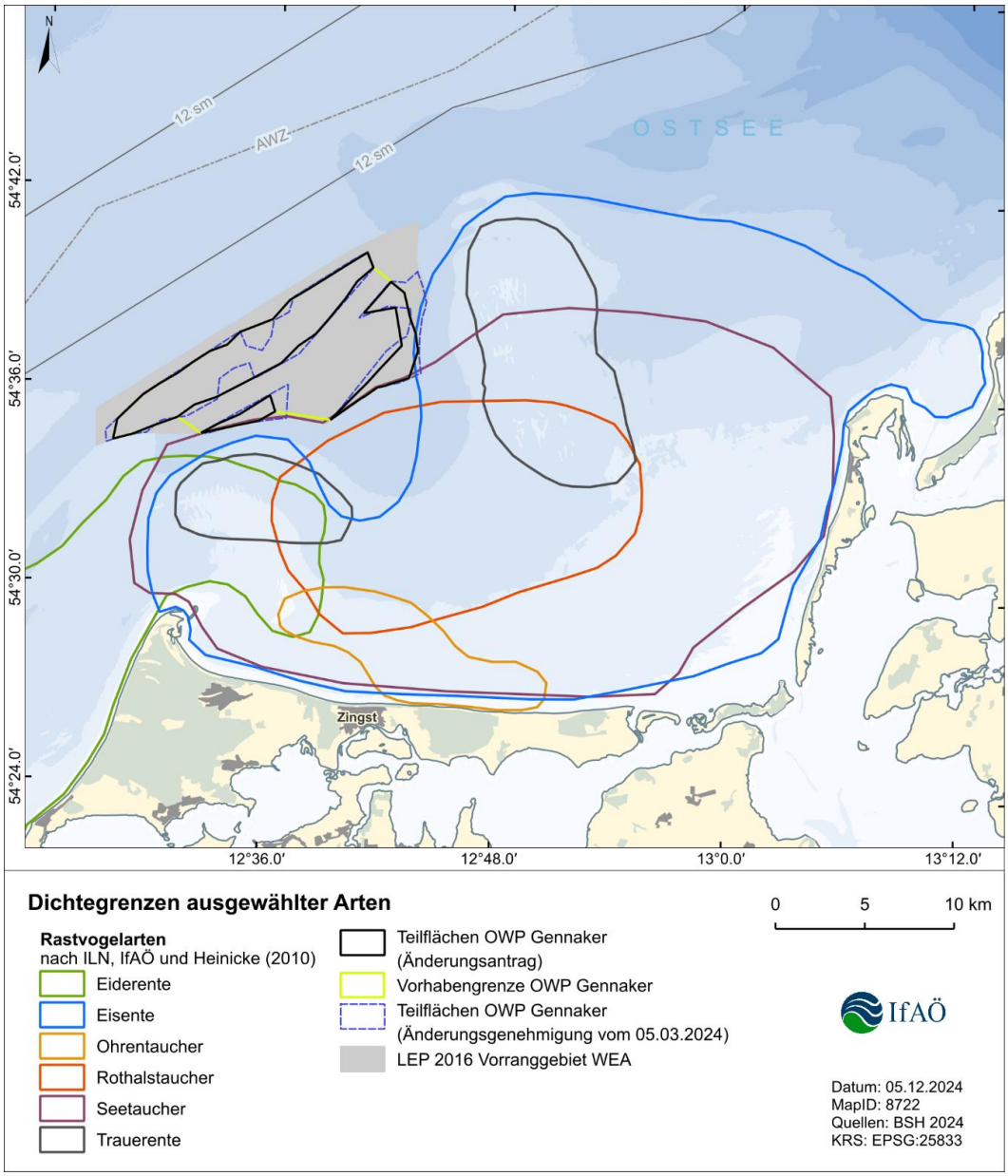


Abbildung 5: Dichtegrenzen ausgewählter Arten zur Abgrenzung bedeutender Vogellebensräume nördlich Darß / Zingst

Zugvögel

Eine ausführliche Bestandsbeschreibung der Zugvögel ist im entsprechenden Fachgutachten (IFAÖ 2025d) enthalten.

Während der **Sichtbeobachtungen und Nachtzugverhöre** im Untersuchungsjahr 2023/24 wurden insgesamt 125 Vogelarten, nachgewiesen. Von diesen wurden 93 Arten ausschließlich tagsüber, vier Arten ausschließlich nachts und 28 Arten sowohl tagsüber als auch nachts festgestellt.

Im Frühjahr 2024 waren bei den **Sichtbeobachtungen** innerhalb von 1.500 m um den Ankerpunkt die zehn häufigsten Arten/Artengruppen (in dieser Reihenfolge absteigend, Zahl in Klammern = Anzahl beobachtete Individuen): Trauerente (3.268), Eiderente (986), Kranich (453), Kormoran (326), Silbermöwe (227), Zwergmöwe (211), Sturmmöwe (201), Höckerschwan (190), unbestimmte Gänse (184) und die Graugans (165). Im Herbst 2023/24 waren dies Trauerente (3.266), Kormoran (1.060), Eiderente (1.036), Fluss-/Küstenseeschwalbe (895), Silbermöwe (548), Blässgans (438), Buchfink (407), unbestimmte Seeschwalben (309) Alpenstrandläufer (228) und unbestimmte Singvögel (231).

Die zehn häufigsten Arten/Artengruppen in Entfernungen von mehr als 1.500 m um den Ankerpunkt waren im Frühjahr 2024: Kranich (298), Trauerente (235), Graugans (105), unbestimmte Enten (90), unbestimmte Gänse (86), Eiderente (85), Kormoran (44), Trauerseeschwalbe (44), unbestimmte Möwe (41) und unbestimmte Großmöwe (26). Im Herbst 2023/24 waren die zehn häufigsten Arten/Artengruppen in diesem Bereich Star (800), Trauerente (2988), Blässgans (333), Kranich (313), unbestimmte Seeschwalben (238), Fluss-/Küstenseeschwalbe (197), unbestimmte Watvögel (191), unbestimmte Enten (167), unbestimmte Gänse (151) sowie der Kormoran (73).

Im Frühjahr 2024 waren bei den **Nachtzugverhören** die zehn am häufigsten registrierten Arten/Artengruppen (in dieser Reihenfolge absteigend, Zahl in Klammern = Anzahl registrierte Rufe): Rotdrossel (341), Trauerente (283), Blässgans (240), Singdrossel (67), unbestimmte Möwen (24), Amsel (22), Rotkehlchen (21), unbestimmte Watvögel (6), Pfeifente (4) und Lachmöwe sowie Buchfink (je 2). Im Herbst 2023/24 waren dies: Trauerente (1.864), Amsel (1.247), Rotdrossel (529), Blässgans (486), Rotkehlchen (214), Singdrossel (135), Wacholderdrossel (67), unbestimmte Watvögel (35), Baumpieper (23) und Bekassine (18).

Die tageszeitlichen Muster des Vogelzuges zeigten artspezifische bzw. artgruppenspezifische Unterschiede Die Trauerente zog vor allem in den frühen Morgenstunden, Eiderente und Samtente flogen vor allem in der ersten Tageshälfte. Fluss- und Küstenseeschwalbe, Rauchschwalbe, Wiesenpieper und Buchfink traten insbesondere am späten Vormittag bis Mittag bzw. frühen Nachmittag auf. Der Kranich erschien insbesondere um die Mittagszeit bzw. am Nachmittag. Bei Blässgans und Kormoran waren die tageszeitlichen Auftretensmuster weniger klar. Die Silbermöwe wurde relativ gleichmäßig zu allen Tageszeiten festgestellt.

In der Dunkelphase wurden Rufe ziehender Blässgänse vor allem in der ersten Nachthälfte registriert. Die Rufe von Rotkehlchen und Drosseln wurden allem ab drei bis vier Stunden nach Einsetzen der Dunkelheit verzeichnet und danach vor allem in den übrigen Stunden der ersten Nachthälfte und im Oktober auch in der zweiten Nachthälfte verzeichnet. Die Rufe von Trauerente und Baumpieper wurden vorwiegend bzw. ausschließlich in der zweiten Nachthälfte und hierbei bis in die letzten Nachtstunden festgestellt.

Im Frühjahr 2024 zogen Landvögel insbesondere nach Norden und Nordosten, die meisten Wasservögel, darunter Kormorane und Meeresenten, insbesondere nach Nordosten und Osten. Im Herbst 2023/24 überwogen in den Untersuchungsjahren zu den Hauptzugzeiten bei den meisten Landvögeln vor allem südliche und südwestliche Flugrichtungen, bei den Wasservögeln westliche bzw. südwestliche Richtungen.

Während der Sichtbeobachtungen am Tag wurden im Untersuchungsjahr 2023/24 bei Kormoran, Meeresenten, Zwergmöwe, Seeschwalben und den bespielhaft betrachteten Singvögeln Rauchschwalbe, Wiesenpieper und Buchfink die höchsten Zugintensitäten in den untersten 20 Metern registriert. Kranich, Blässgans und Silbermöwe flogen zu hohen Anteilen zwischen 20 und 100 bzw. 200 m Höhe und damit im Höhenbereich der geplanten Rotoren. Generell variierten die Flughöhen aller Arten zwischen den Untersuchungstagen.

Tageszeitliches Auftreten, Flugrichtungen und Flughöhen der betrachteten Arten ähnelten im Untersuchungsjahr 2023/24 weitgehend den in früheren Erfassungsjahren registrierten Mustern.

Unter den Wasservögeln mit besonderem Schutz- oder Gefährdungsstatus wurden im Untersuchungsjahr 2023/24 Fluss- und Küstenseeschwalbe mit national bedeutsamen Zahlen nachgewiesen (Herbst 2024). Bei früheren Erfassungen vor Ort galt dies auch für den Sterntaucher im Frühjahr 2014, den Prachttaucher im Frühjahr 2013 und 2014, die Spießente im Herbst 2013, die Eiderente im Frühjahr 2016, die Eisente im Frühjahr 2014, die Zwergmöwe in Frühjahr 2014 (hier auch international bedeutsame Anzahl), die Silbermöwe im Frühjahr 2016, den Tordalk im Frühjahr 2014 und die Gryllteiste im Frühjahr 2016. Unter den übrigen Wasservögeln wurde der Kor-moran im Herbst 2023/24 mit einer Anzahl festgestellt, die nur knapp unter dem als national be-deutsam definierten Wert lag. Im Rahmen früherer Erfassungen vor Ort wurde die Trauerente im Frühjahr 2014 mit national bedeutsamen Zahlen festgestellt.

Die Relevanzprüfung (vgl. Abschichtungstabelle im Anhang, Kap. 10) ergibt, dass in dem hier zu betrachtenden Meeresgebiet das Vorkommen folgender Gruppen von Anhang IV-Arten sicher auszuschließen ist:

- Landsäugetiere (außer Fledermäuse) - keine Lebensräume im marinen Untersuchungsraum vorhanden
- Gefäßpflanzen - keine Vorkommen im Vorhabengebiet bei fachlicher Untersuchung festgestellt

- Amphibien und Reptilien - keine Lebensräume im marinen Untersuchungsraum vorhanden
- Tagfalter - keine Lebensräume im marinen Untersuchungsraum vorhanden
- Libellen - keine Lebensräume im marinen Untersuchungsraum vorhanden
- Käfer - keine Lebensräume im marinen Untersuchungsraum vorhanden
- Mollusken - keine relevanten Arten im Untersuchungsraum vorhanden

Artenschutzrechtlich zu betrachtende Arten nach Anhang IV der FFH-Richtlinie und BArtSchV

Folgende in Anhang IV der FFH-Richtlinie und der Bundesartenschutzverordnung (BArtSchV) geführten Arten oder Artengruppen werden betrachtet:

- Meeressäuger (Schweinswal),
- Fledermäuse (Rauhautfledermaus, Großer Abendsegler, Zwergfledermaus, Mückenfledermaus, Zweifarbfledermaus, Wasserfledermaus, Breitflügelfledermaus, Kleinabendsegler, Teichfledermaus, Große Bartfledermaus, Fransenfledermaus, Braunes Langohr, Nordfledermaus),
- Fische und Rundmäuler (Atlantischer Stör).

Artenschutzrechtlich zu betrachtende Arten gemäß Artikel 1 der Vogelschutzrichtlinie (VSRL)

Folgende europäische Vogelarten werden betrachtet:

- Rastvögel (Seetaucher: Pracht- und Seetaucher; Lappentaucher: Hauben-, Ohren-, Rothalstaucher; Meeresenten: Eider-, Trauer-, Samt-, Eisente; Möwen: Silber-, Lach-, Mantel, Herings-, Sturm-, Steppen- und Zwergmöwe; Alkenvögel: Trottellumme/Tordalk, Gryllteiste; Mittelsäger; Kormoran) und
- Zugvögel.

In der nachfolgenden Tabelle werden die im Untersuchungsraum potenziell vorkommenden Tierarten mit ihrem Schutzstatus aufgelistet und – sofern geboten – in die Konfliktanalyse übernommen. Siehe dazu auch die Ausführungen in Kap. 5.1, Kap. 5.2 sowie in Kap. 10

Da die Zugvögel – bis auf den Kranich – in Sammelsteckbriefen abgearbeitet werden, werden diese aufgrund der Vielzahl der vorkommenden Arten nicht in der folgenden Tabelle aufgelistet. Alle infrage kommenden Zugvogelarten sind der Tabelle im Kap. 10.2 zu entnehmen.

Tabelle 7: Übersicht der potenziell vorkommenden geschützten Arten nach FFH-RL, VSchRL, Verordnung Nr. 709/2010, BArtSchV (Anlage 1, Spalte 3) sowie der BfN-Artenliste der „nationalen Verantwortungsarten“ (2019) nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG (ohne Zugvögel)

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Anhang der FFH-RL	Anhang der VSchRL	nach BNatSchG besonders geschützt	nach BNatSchG streng geschützt	nach BArtSchV streng geschützt	EU-VO 709/2010 Anhang	Liste der Verantwortungsarten
Säugetiere								
Schweinswal	*Phocoena phocoena*	II, IV	-	ja	ja	nein	-	-
Nordfledermaus	*Eptesicus nilsoni*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Breitflügelfledermaus	*Eptesicus serotinus*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Große Bartfledermaus	*Myotis brandti = M. brandtii*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Teichfledermaus	*Myotis dasycneme*	IV	-	ja	ja	nein	-	!
Wasserfledermaus	*Myotis daubentonii*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Fransenfledermaus	*Myotis nattereri*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Kleinabendsegler	*Nyctalus leisleri*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Großer Abendsegler	*Nyctalus noctula*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Rauhautfledermaus	*Pipistrellus nathusii*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Zwergfledermaus	*Pipistrellus pipistrellus*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Mückenfledermaus	*Pipistrellus pygmaeus*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Braunes Langohr	*Plecotus auritus*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Zweifarbfledermaus	*Vespertilio murinus*	IV	-	ja	ja	nein	-	-
Fische und Rundmäuler								
Altantischer Stör	*Acipenser oxyrinchus*	II, IV	-	ja	ja	nein	A	-
Rastvögel								
Sterntaucher	*Gavia stellata*	-	I	ja	nein	nein	-	-
Prachttaucher	*Gavia arctica*	-	I	ja	nein	nein	-	-
Haubentaucher	*Podiceps cristatus*	-	-	ja	nein	nein	-	-
Rothalstaucher	*Podiceps grisegena*	-	-	ja	ja	ja	-	-
Ohrentaucher	*Podiceps auritus*	-	I	ja	ja	ja	-	-
Kormoran	*Phalacrocorax carbo*	-	-	ja	nein	nein	-	-
Tordalk	*Alca torda*	-	-	ja	nein	nein	-	-
Gryllteiste	*Cepphus grylle*	-	-	ja	nein	nein	-	-
Trottellumme	*Uria aalge*	-	-	ja	nein	nein	-	-

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Anhang der FFH-RL	Anhang der VSchRL	nach BNatSchG besonders geschützt	nach BNatSchG streng geschützt	nach BArtSchV streng geschützt	EU-VO 709/2010 Anhang	Liste der Verantwortungsarten
Eisente	*Clangula hyemalis*	-	-	ja	nein	nein	-	-
Trauerente	*Melanitta nigra*	-	II	ja	nein	nein	-	*
Samtente	*Melanitta fusca*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Mittelsäger	*Mergus serrator*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Eiderente	*Somateria mollissima*	-	II, III	ja	nein	nein	-	-
Silbermöwe	*Larus argentatus*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Lachmöwe	*Larus ridibundus*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Mantelmöwe	*Larus marinus*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Heringsmöwe	*Larus fuscus*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Sturmmöwe	*Larus canus*	-	II	ja	nein	nein	-	-
Zwergmöwe	*Hydrocoloeus minutus*	-	I	ja	nein	nein	-	-

Erläuterungen:

FFH-RL: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206/7 vom 22.7.1992) zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105 EG des Rates vom 20.11.2006 (anlässlich des EU-Beitritts Bulgariens und Rumäniens zum 1.1.2007) –Amtsblatt der EU L 363, S. 368 ff. (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie), Art gelistet in Anhang II und/oder IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

VSchRL: Richtlinie 2009/147/EG RL über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten - Vogelschutz-Richtlinie, Arten gelistet in Anhang I (besonderer Schutz), II (Jagdbeschränkte Arten) und III (Handelsbeschränkte Arten)

BArtSchV: Art gelistet in Anlage 1, Spalte 2 (besonders geschützt) und Spalte 3 (streng geschützt) der Bundesartenschutzverordnung

EU VO/709/2010: Verordnung (EU) Nr. 709/2010 der Kommission vom 22. Juli 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels

§ 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG - „nationale Verantwortungsarten“

!BRD in hohem Maße verantwortlich

!!BRD in besonders hohem Maße verantwortlich

*in der Liste aufgeführt, aber ohne Status

**prioritäre Art

5 Prüfung des Eintretens von Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG unter Einbeziehung der Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung

5.1 Arten des Anhangs IV der FFH-RL

5.1.1 Meeressäugetiere - Konfliktanalyse Schweinswal

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 2 RL M-V Kat. 2 RL Deutschland (Ostsee-Population: 1)	☐ FV (günstig) ☐ U 1 (unzureichend) ☒ U 2 (schlecht)

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Der Schweinswal ist die einzige permanent vorkommende Walart in der deutschen Ostsee und erreicht eine Länge zwischen 1,4 - 1,8 m bei einem Gewicht von 40 - 60 kg. Sie ist damit die kleinste Walart Mitteleuropas (CARWARDINE 1996). Schweinswale werden mit drei bis fünf Jahren geschlechtsreif (SØRENSEN & KINZE 1994, ADELUNG et al. 1997, KESSELRING et al. 2017). Die Paarungszeit liegt im Juli und August (BÖRJESSON & READ 2003). Nach zehn bis elf Monaten Tragzeit bringen Schweinswalmütter in der deutschen und dänischen Nordsee zwischen Ende Mai und Mitte Juli ein Kalb zur Welt (BENKE et al. 1998, HASSELMEIER et al. 2004). Als „mittleres“ Geburtsdatum der Nordseetiere wurde der 27. Juni angenommen. Die Standardabweichung der Geburtsdaten lag bei etwa 40 Tagen (oder 5,7 Wochen) um den 27. Juni. Aus den Daten geht hervor, dass 95,4 % der Geburten in der Nordsee zwischen dem 6. Juni und dem 16. Juli stattfinden. In der Ostsee kommen die Kälber etwa einen Monat später zur Welt (HASSELMEIER et al. 2004). Insbesondere in den ersten zwei bis drei Jahren ist die Sterblichkeit sehr hoch (LOCKYER & KINZE 2003). Das durchschnittliche Alter gestrandeter weiblicher Schweinswale wird in der Ostsee auf 3,67 Jahre geschätzt (KESSELRING et al. 2017). Nach Zufallsbeobachtungen sollen Kälber im Küstenmeer in Wassertiefen unter 20 m geboren werden (SCHULZE 1996). Neuere Erkenntnisse zeigen jedoch, dass auch weiter vor der Küste liegende Gebiete in deutlich größeren Wassertiefen wichtige Aufzuchtgebiete darstellen (GILLES et al. 2012). Schweinswale können etwa 20 Jahre alt werden (LOCKYER & KINZE 2003). Kälber werden etwa acht bis neun Monate lang gesäugt (SCHULZE 1996, PROCHNOW 1998). In der Säugezeit besteht eine enge Bindung von Kalb und Mutter. Am häufigsten werden einzelne Tiere oder Gruppen von zwei Tieren beobachtet (PROCHNOW 1998). Schweinswale tauchen zwischen 17 Sekunden und 6 Minuten lang und, abhängig von der Wassertiefe im jeweiligen Verbreitungsgebiet, 2 bis 226 m tief (z. B. WESTGATE et al. 1995, ADELUNG et

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

al. 1997, TEILMANN 2000), wobei bei Schweinswalen aus Grönland auch maximale Tauchtiefen von bis zu 410 m festgestellt wurden (NIELSEN et al. 2018).

Der Schweinswal ist eine großraumbeanspruchende Art, die jedoch keine ausgeprägten Wanderungen unternimmt (PETERSEN et al. 2004). Ergebnisse aus dänischen Satellitentelemetriestudien belegen, dass Schweinswale aus dänischen Gewässern zwar weit überwiegend westlich der Darßer und Limhamn-Schwelle verbleiben, aber auch in Bereiche östlich der Darßer Schwelle vordringen. Genaue Informationen zu Ruhestätten dieser Art sind nicht bekannt. Die Aufzucht der Jungen erfolgt in seichten, meist küstennahen Gewässern (PETERSEN et al. 2004).

Wie alle Zahnwale (MORISAKA 2012) orientieren sich Schweinswale akustisch mithilfe ihres Biosonars und orten so auch ihre Nahrung (KOSCHINSKI et al. 2008). Über die Echos ihrer Ultraschall-Klicklaute erhalten sie Informationen über ihre Umgebung und Beute. Schweinswale gelten als Nahrungsopportunisten. Abhängig von Region, Jahreszeit und Lebensalter gibt es starke Unterschiede im Beutespektrum (ADELUNG et al. 1997, BENKE et al. 1998, SANTOS et al. 2004, SVEEGAARD et al. 2012). In der Ostsee konnten in der Nahrungswahl bis zu 22 Fischarten nachgewiesen werden, vor allem Dorsche, Grundeln, Heringe und Aalmuttern (GILLES 2008, NABE-NIELSEN et al. 2011, SVEEGAARD et al. 2012).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

In den deutschen Gewässern der Nord- und Ostsee sind Schweinswale die häufigste Walart. Die Gewässer vor Sylt und Amrum sind ein wichtiges Aufzuchtgebiet in der Nordsee (BENKE et al. 1998, SONNTAG et al. 1999 zit. in PETERSEN et al. 2004). Auch die Doggerbank und der Borkum-Riffgrund in der Nordsee sowie die Gewässer um Fehmarn in der Ostsee sind von erheblicher Bedeutung für die Schweinswalpopulationen (PETERSEN et al. 2004). Besonders Borkum-Riffgrund weist mit seit 2008 deutlich gestiegenen Mutter-Kalb-Paaren auf ein potenzielles Kalbungsgebiet neben dem Sylter Außenriff hin (VIQUERAT et al. 2015).

Im Frühjahr 2021 wurden in einem Untersuchungsgebiet in der östlichen Nordsee (Sylter Außenriff Ost) insgesamt 84 Schweinswalgruppen (102 Tiere, zehn Kälber) auf 680 km erfasst. Im Sommer 2021 wurden insgesamt 128 Schweinswalgruppen (147 Tiere, darunter sieben Kälber) auf 1.545 km Länge in drei Gebieten in der Nordsee (Doggerbank, Weser-Elbe-Mündung und Borkum-Riff) beobachtet (ICES 2022).

Die Ergebnisse des langjährigen Schweinswalmonitorings des BfN und dänische Telemetriedaten sprechen dafür, dass die Mecklenburger Bucht als Wanderungsgebiet zwischen östlicher und westlicher Ostsee fungiert (GALLUS et al. 2015, BENKE et al. 2014, SVEEGAARD et al. 2015). Dänische Satellitentelemetrie-Untersuchungen zeigen, dass einzelne Tiere aus der dänischen Beltsee bis in die zentrale Ostsee vordringen (SVEEGAARD et al. 2011, TEILMANN et al. 2013, SVEEGAARD et al. 2015, TEILMANN & SVEEGAARD 2016). Es wird deshalb vermutet, dass Arkona- und Bornholmsee den Bereich darstellen, in welchem Tiere aus beiden Regionen auftreten können (BENKE et al. 2014, GALLUS et al. 2015, SVEEGAARD et al. 2015).

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Aktuelle Ergebnisse des Forschungsvorhabens SAMBAH unter Beteiligung der Anrainerstaaten der Ostsee haben gezeigt, dass in der Ostsee drei Populationen des Schweinswals vorkommen: a) die Nordsee-Population im Skagerrak, b) die Beltsee-Population in der westlichen Ostsee - Kattegat, Beltsee, Sund - bis hin zum Bereich nördlich Rügen und c) die Ostseepopulation vom Bereich nördlich Rügen und in der zentralen Ostsee (SAMBAH 2016).

Im Juni und Juli 2020 führten Deutschland, Dänemark und Schweden eine groß angelegte Luftbildvermessung (MiniSCANS-II genannt) für Schweinswale im Managementgebiet der Population in der Beltsee durch, d. h. zwischen einer Ost-West-Linie zwischen Dänemark und Schweden bei 56,95°N im Kattegat und einer Nord-Süd-Linie zwischen Schweden und Deutschland bei 13,5°E in der südlichen Ostsee. Die Beobachter registrierten insgesamt 202 Sichtungen (251 Individuen, davon 16 Kälber). Die Abundanz der Population in der Beltsee wurde auf 17.301 Schweinswale (95 % CI[2] = 11 695-25 688; CV[3] = 0,20) geschätzt, mit einer durchschnittlichen Dichte von 0,41 Individuen/km² (95 % CI = 0,28-0,61). Dies ist die niedrigste Abundanzschätzung seit der ersten Erhebung (SCANS) im Jahr 1994 (ICES 2022).

In der Beltsee (Bewertungseinheit) ist die ICES Schätzung für 2022 mit 14.403 (CV = 0,21) deutlich niedriger als die SAMBAH Schätzungen für 2016 mit 42.324 (CV = 0,30, SCANS-III) und für 2012 von 40.475 (CV = 0,24) (MiniSCANS, VIQUERAT et al. 2014), aber im Einklang mit der neueren MiniSCANS-II-Erhebung von 2020 (Schätzung: 17.301, CV = 0,20; UNGER et al. 2021). Der geschätzte jährliche Rückgang von 2012 bis 2022 liegt bei 1,5 % pro Jahr. Aber eine Power-Analyse[4] hat gezeigt, dass die verwendeten Daten nur in der Lage wären, einen signifikanten Rückgang von 4,4 % pro Jahr oder mehr zu erkennen. Das Fehlen eines signifikanten Trends in den Schätzungen von 2012 bis 2022 kann also nicht als kein Rückgang der Abundanz interpretiert werden (GILLES et al. 2023).

Weitere Analysen zum Status der Schweinswalpopulation in der Beltsee wurden 2023 mit Hilfe eines Bayes'schen Ansatzes durchgeführt (NACHTSHEIM et al. 2021, GILLES et al. 2023). Anhand dieser Abundanzschätzung wurde eine Sterblichkeitsgrenze berechnet, indem die modifizierte potenzielle biologische Entnahme (mPBR) angewandt wurde, die auf dem regional vereinbarten Erhaltungsziel basiert, 80 % der Tragfähigkeit über 100 Jahre mit einer Wahrscheinlichkeit von 80 % zu erreichen oder zu erhalten. In den letzten 18 Jahren war mit einer Wahrscheinlichkeit von 90,5 % ein stark negativer Trend (-2,7 % pro Jahr; 95 % CI: -4,1 %; + 1,3 %) bei der Abundanz zu verzeichnen. Die Sterblichkeitsgrenze wurde auf 24 Tiere geschätzt, welche durch die derzeitigen Beifangschätzungen (~900 Schweinswale/Jahr von den kommerziellen dänischen und schwedischen Stellnetzflotten, ohne Daten aus Deutschland und anderen Fischereien) bei weitem überschritten wird. Die Menge und Qualität der verfügbaren Daten zur Abundanz dieser Population ist

[2] CI: Porpoise abundance (95% confidence interval), Das Konfidenzintervall gibt den Wertebereich an, der mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit den Parameter der Verteilung einer Zufallsvariablen einschließt.

[3] CV: Variationskoeffizient für die Abundanz der Schweinswale

[4] Statistische Power ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Effekt entdeckt wird, wenn der Effekt auch tatsächlich existiert. (Statistische) Power wird definiert als die Wahrscheinlichkeit, korrekterweise eine falsche Nullhypothese zurückzuweisen. Im Deutschen wird auch oft der Begriff Teststärke verwendet, der Synonym mit statistischer Power ist.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

höher als bei den meisten marinen Arten. In Anbetracht des beobachteten Rückgangs der Population und des wahrscheinlich nicht tragbaren Ausmaßes der Beifänge bieten die vorgestellten Ergebnisse eine solide Grundlage für fundierte, evidenzbasierte Managemententscheidungen für Maßnahmen zum Schutz dieser Population (OWEN et al. 2024).

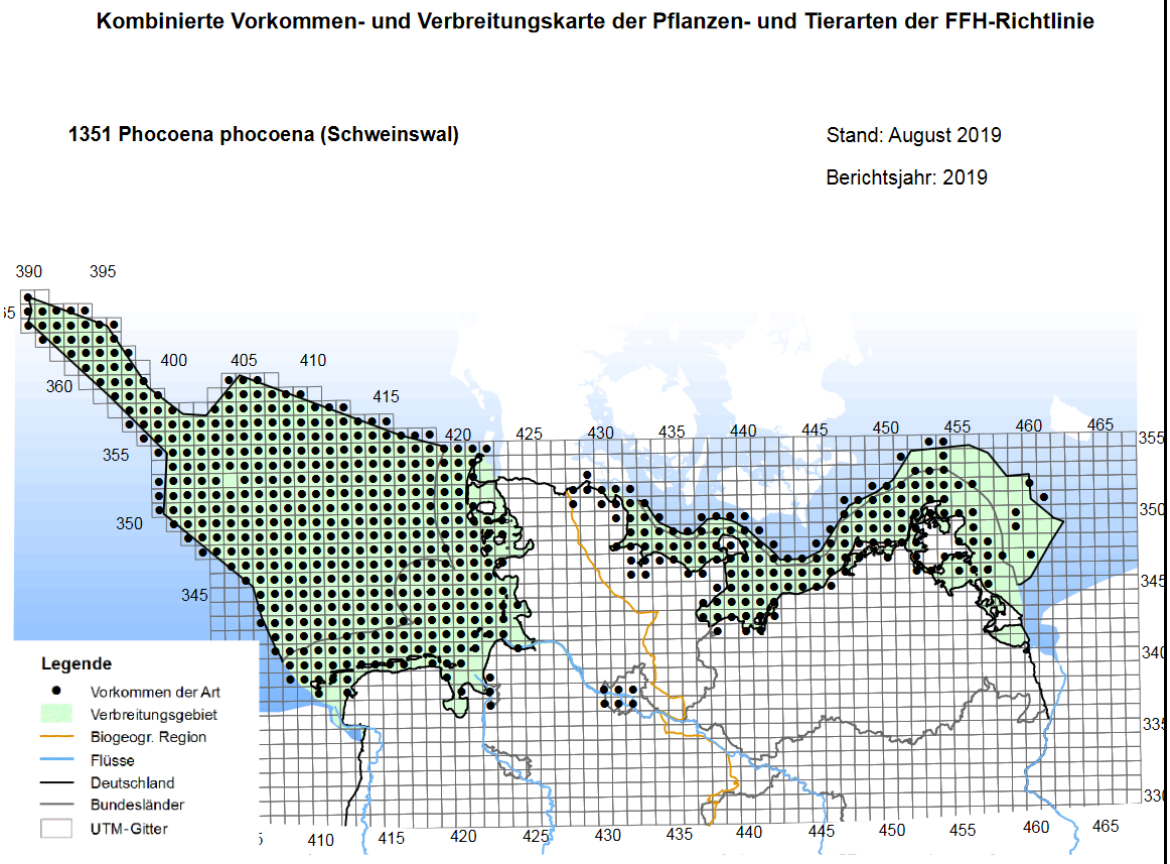


Abbildung 6: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Schweinswals nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019f)

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern (insbes. Arkonasee):

In der Ostsee kommen zwei Schweinswal-Populationen vor: die Tiere der Beltsee in der westlichen Ostsee (von Rügen bis in den Kattegat) und die „Baltic-Proper“-Tiere in der zentralen Ostsee (östlich von Rügen, stark bedroht, Gesamtbestand wird auf weniger als 500 Individuen geschätzt). Die Schweinswale der zentralen Ostsee halten sich ganzjährig in der Ostsee auf. Von GALLUS et al. (2012) und BENKE et al. (2014) wurde die Hypothese aufgestellt, dass die „Baltic-Proper“-Population im Winter ihre Verbreitungsgrenze im Westen bis zur Oderbank verschiebt. Grundlage dieser Hypothese waren lokal höhere Detektionsraten in den Wintermonaten an einigen Stationen auf der Oderbank vor 2015 (in Wintern mit Eisgang in der Pommerschen Bucht). Eine geografische

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Grenze, bis zu welcher Individuen der „Baltic-Proper“-Population in die westliche Ostsee vordringen, wird aktuell noch diskutiert. SVEEGAARD et al. (2015) vermuten die Grenze der „Baltic-Proper“-Population, unter Berücksichtigung von Telemetrie- und Akustikdaten, bei 13,5°E. Die späteren Ergebnisse der C-POD-Studie im Rahmen des SAMBAH-Projekts zeigt für den Sommer eine Änderung im saisonalen Vorkommen von Schweinswalen noch weiter östlich. Die Autoren dieser Studie empfehlen die Verlagerung der sommerlichen Grenze der Population in den Bereich östlich von Bornholm (CARLÉN et al. 2018). Für den Winter wird keine Grenze angegeben und diskutiert, dass auch ein Vorkommen weiter westlich möglich ist.

Für die Tiere der westlichen Ostsee sind saisonale Wanderungen zwischen der dänischen Beltsee und der Arkonasee charakteristisch. Während einige tausend Tiere dieser Subpopulation die Sommermonate in der südlichen Ostsee verbringen, halten sie sich in den Wintermonaten bevorzugt in dänischen Gewässern auf (GALLUS et al. 2015). Die sommerliche Verbreitungsgrenze liegt in der Pommerschen Bucht.

Im Bereich der südlichen Ostsee ergaben die Ergebnisse des statisch akustischen Monitorings des Zeitraums von 2009 bis 2014 einen Gradienten der Detektionsrate mit nach Osten hin abnehmender akustischer Schweinswalaktivität (GALLUS & BENKE 2014, GILLES & GALLUS 2014, GALLUS et al. 2015). Demnach weist die Schweinswaldichte im Küstenmeer der deutschen Ostsee im Trend ebenfalls einen West-Ost-Gradienten auf (Abbildung 7), mit höchsten Dichten in der Kieler und Mecklenburger Bucht und sehr geringen Dichten in der Pommerschen Bucht (GILLES et al. 2007).

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

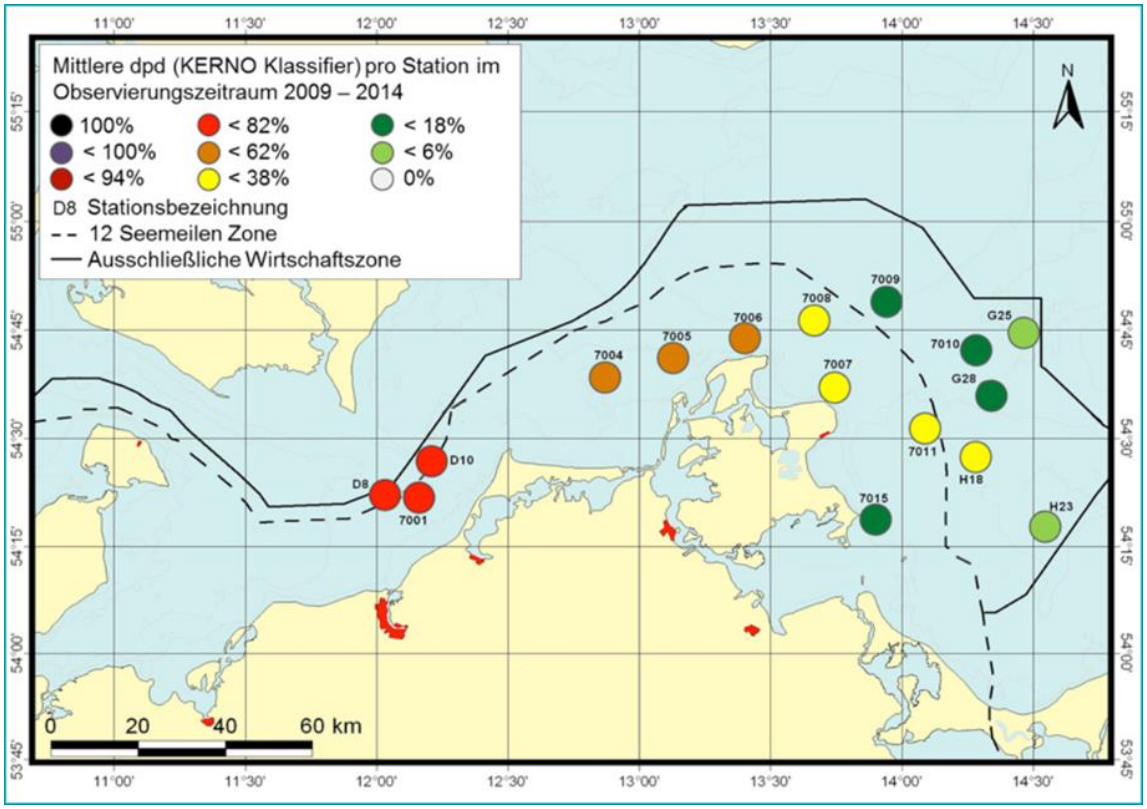


Abbildung 7: Ergebnisse des statisch akustischen Monitorings in der deutschen Ostsee aus den Jahren 2009 bis 2014. Gezeigt ist die geographische Veränderung der akustischen Aktivitätsdichte (% DPD, aus GILLES & GALLUS 2014)

BENKE et al. (2014) sehen ebenfalls ein zeitlich räumlich dynamisches Auftreten von Tieren der Beltsee und der zentralen Ostsee im Umfeld Rügens und der Pommerschen Bucht auf Grund von Aktivitätsdichteunterschieden. Das Vorkommen von Schweinswalen nördlich von Rügen ist gering im Vergleich zum Vorkommen westlich der Darßer Schwelle und insbesondere um die Insel Fehmarn, in der Kieler Bucht, der Beltsee und dem Kattegat.

GALLUS & BENKE (2014) ermittelten zudem, dass die Dauer erhöhter Aktivität im Sommerhalbjahr von Westen nach Osten abnimmt. Das Muster zeigt, dass die Aktivitätsdichte in der Kadetrinne (westlichstes Messgebiet) bereits im April ansteigt, um Rügen etwa einen Monat später, und östlich von Rügen erst im Juli ansteigende Aktivitätsdichten zu verzeichnen sind. Der Sommerpeak der Detektionsrate endet östlich von Rügen im Bereich der Pommerschen Bucht im November (GALLUS & BENKE 2014).

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Nachfolgend werden die Ergebnisse aus dem Fachgutachten Meeressäuger dargestellt (IFAÖ 2025f). Die Ergebnisse aus den vorangegangenen Jahren der Umweltuntersuchungen zum Vorhaben OWP „Gennaker“ (IFAÖ 2016b, 2022c) werden mit dem Fachgutachten aktualisiert.

Schweinswale wurden während der gesamten Untersuchungsperiode (2023/2024) im Untersuchungsgebiet festgestellt. Insgesamt wurden während der 10 digitalen Erfassungsflüge im Untersuchungsgebiet OWP „Gennaker“ 113 Schweinswale, darunter 1 Kalb, erfasst. Die höchste Schweinswaldichte wurde im April 2024 mit 0,11 Ind./km² ermittelt, während die niedrigsten Dichten im März und Juni 2024 mit 0,02 Ind./km² erfasst wurden. Insgesamt lagen die Dichten aller Flüge im niedrigen Bereich, mit Ausnahme von zwei Flügen mit mittlerer Dichte im Oktober 2023 und im Februar 2024. Der Erfassungsflug im April 2024 war der mit der höchsten festgestellten Schweinswaldichte im Untersuchungszeitraum. Insgesamt wurde im gesamten Erfassungszeitraum nur ein Kalb festgestellt (im Juli 2024).

Zu beachten ist, dass es gegenüber den vorausgegangenen Untersuchungen aus den Jahren 2012 – 2016 zu einem Methodenwechsel bei den Flugtransekt-Erfassungen (Umstellung von Observerflug auf Digitalflug) gekommen ist. Des Weiteren ergaben sich im Verlauf der Untersuchungsjahre wesentliche Änderungen am Zuschnitt des Vorhabensgebietes „Gennaker“ (siehe hierzu auch Präambel zum Fachgutachten „Marine Säuger“, IFAÖ 2016c). Dies führt dazu, dass ein Vergleich der jetzigen Daten mit den Altdaten nur eingeschränkt möglich ist. Zu beachten ist, dass aus den beiden Basisaufnahmejahren (2012-2016) zu geringe Sichtungszahlen bzgl. der Flugzeugerfassungen vorlagen und somit keine absoluten Dichteberechnungen erfolgen konnten. Es erfolgte die Darstellung nur als Individuum pro geflogenen Kilometer (IFAÖ 2025f).

Im Zeitraum von Dezember 2012 bis November 2014 wurden im Untersuchungsgebiet ebenfalls Schweinswale in geringen bis sehr geringen Anzahlen erfasst. Hierbei ist aber zu beachten, dass die Erfassungen nach StUK 3 (BSH 2007) durch beobachterbasierte Zählflüge (Vogel- und Meeressäugerflüge) erhoben wurden (siehe hierzu IFAÖ 2016b).

Während der 12 Schiffstransekt-Erfassungen (2023/24) im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt 31 Schweinswale gesichtet, darunter ein Kalb. Die Sichtungsrate war im November 2023 mit 3,07 Ind./100 km am höchsten. Während 5 Schiffstransekt-Erfassungen wurden keine Schweinswale gesichtet. Im Durchschnitt wurden 0,006 Individuen pro Kilometer (0,6 ind. pro 100 km) beidseitig gültiger Transektstrecke für den Zeitraum September 2023 bis August 2024 ermittelt.

Im Zeitraum November 2012 bis November 2014 wurden im Untersuchungsgebiet ebenfalls Schweinswale nur in geringen bis sehr geringen Anzahlen erfasst. Für den Erfassungszeitraum November 2012 bis November 2013 wurden im Durchschnitt 0,002 Individuen pro Kilometer (0,2 Ind. pro 100 km) beidseitig gültiger Transektstrecke ermittelt. Für den Zeitraum Dezember 2013 bis November 2014 lag der Durchschnitt bei 0,012 Individuen pro Kilometer (1,2 Ind. pro 100 km) beidseitig gültiger Transektstrecke (siehe hierzu IFAÖ 2016b).

Das passiv akustische Monitoring mit PODs ergab über den gesamten Untersuchungszeitraum eine nahezu tägliche Präsenz von Schweinswalen an beiden POD-Stationen. Der festgestellte Anteil schweinswalpositiver Tage (DPD) lag bei über 85 % DPD. Eine Betrachtung der Detektionen in höherer zeitlicher Auflösung ergab 39 % (GNK_1) bzw. 20 % (GNK_2) schweinswalpositiver

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Stunden pro Tag (DPH/Tag) und 11 % (GNK_1) bzw. 7 % (GNK_2) schweinswalpositiver 10-Minuten-Blöcke pro Tag (DP10M/Tag). Die höchsten Detektionsraten wurden an beiden Stationen im November 2023 festgestellt.

Im Zeitraum Januar 2013 bis Januar 2015 wurden im Untersuchungsgebiet ebenfalls Schweinswale mit Hilfe von C-PODs erfasst. Ebenfalls wurden hier die meisten Schweinswale im Herbst registriert (siehe hierzu IFAÖ 2016b). Die neuen Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen den Erfassungen aus 2012 – 2014, auch hier wurden nur sehr geringe Sichtungszahlen und Detektionsraten ermittelt.

Die Bestandsbewertung für marine Säuger im Bereich der Fläche OWP „Gennaker“ resultiert aus der Aggregation der vier Aspekte Schutzstatus (mittel bis hoch), Vorkommen (gering bis mittel), räumliche Einheit bzw. Funktion des Lebensraumes (vorsorglich mittel) und Vorbelastungen (gering). Demnach wird der Fläche OWP „Gennaker“ und ihrer Umgebung für den Schweinswal insgesamt eine mittlere Bedeutung zugeschrieben. Damit ergab sich in der Bestandsbewertung für die Schweinswale verglichen zu den vorherigen Bewertungen keine Änderung.

Zusammenfassend ist im Vorhabengebiet über mehrere Jahre hinweg mittels verschiedener Methoden eine geringe Dichte von Schweinswalen nachgewiesen worden. Dennoch liegen die Gewässer im Aktionsradius des hochgradig mobilen Schweinswals und werden regelmäßig, aber in geringen Dichten, genutzt. Zu beachten ist die ausgeprägte Saisonalität des Vorkommens und gesteigerte Präsenz von Schweinswale während der Sommer- und Herbstmonate. Die nähere Umgebung des Vorhabengebietes wird vermutlich als Durchzugsgebiet und/oder Nahrungshabitat genutzt. Das Vorhabengebiet weist keine gesonderte, dauerhafte Funktion für Schweinswale als Fortpflanzungsgebiet auf.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

Es sind Vermeidungsmaßnahmen zum Schallschutz vorzusehen, die zur Verminderung des Unterwasserlärms (während der Rammungen der OWEA-Fundamente) führen sollen.

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☒ erhöht sich signifikant

☐ erhöht sich nicht signifikant

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Eine besondere Empfindlichkeit gegenüber dem Vorhaben besteht durch die Schallemissionen, die durch Schiffe und vor allem während der Rammung der OWEA-Fundamente hervorgerufen werden. Generell werden, in Abhängigkeit von der Entfernung zur Schallquelle, Zonen der Wirkungen von Schallemissionen auf Meeressäugetiere unterschieden. Dies sind folgende:

Zone der Hörbarkeit: Schallemissionen können gehört werden, es folgt hieraus aber keinerlei Verhaltensreaktion.

Zone der Reaktion: Es erfolgt eine physiologische oder Verhaltensreaktion. Verhaltensreaktionen äußern sich in erhöhter Aufmerksamkeit (Vigilanz), Aufschrecken und Panik, Stressreaktion, Unterbrechung von Verhaltensweisen (Jagen, Ruhen, Wandern, soziale Interaktion), Scheuchwirkung oder Vermeidungsreaktion durch Schalleintrag in den Wasserkörper (u. a. Bootslärm) sowie kurz- bis langfristige Vertreibung aus dem Habitat.

Zone der Maskierung: Die Schallquelle ist laut genug, um die Kommunikation oder das Sonar von Meeressäugetieren zu überdecken (maskieren). Die Maskierung ist frequenzabhängig. Zum Teil erfolgt bei Meeressäugetieren eine Anpassung des arteigenen akustischen Verhaltens („antimasking“). Weiterhin können andere Geräusche (Nahrung/Umwelt) vermindert wahrgenommen werden.

Zone der Verletzung: Ein möglicher Effekt der Schallemissionen auf Schweinswale ist eine Schädigung des Gehörs. Eine Gehörschädigung kann reversibel sein, da Sinneszellen leicht beschädigt werden und nach einiger Zeit verheilen. Diese zeitlich begrenzte Taubheit bzw. Gehörschädigung wird als temporäre Hörschwellenverschiebung (TTS, „temporary threshold shift“) bezeichnet. Eine andauernde Gehörschädigung aufgrund von irreversibler Schädigung von Sinneszellen im Gehör wird als permanente Hörschwellenverschiebung (PTS, „permanent threshold shift“) bezeichnet. Es sind entsprechenden Maßnahmen zu ergreifen, um eine Verletzung oder gar Tötung zu vermeiden (siehe BMU-Schallschutzkonzept, BMU 2013).

Auswirkung durch Schiffsverkehr (Kollision)

Verletzungen und Tötungen von Schweinswalen im Zusammenhang mit dem Vorhaben könnten durch die Kollision mit den eingesetzten Schiffen auftreten. Eine erhöhte Kollisionsgefahr mit Schiffen wird nicht gesehen, da die Errichtungsschiffe zum Typ „langsam fahrendes Schiff“ gehören und die Tiere aktiv ausweichen können. Es bleibt beim allgemeinen Risiko, welches grundsätzlich durch den gesamtgesellschaftlich akzeptierten allgemeinen Schiffsverkehr in diesem Seegebiet vorhanden ist. Westlich des Vorhabengebiets verläuft zudem eine der meist befahrenen Schifffahrtswege in Europa, die Kadetrinne. Der zusätzliche Schiffsverkehr durch die Installationsschiffe und den Serviceverkehr (und das damit verbundene Kollisionsrisiko) im und zum Vorhabengebiet ist daher vergleichsweise gering.

Auswirkung OWEA (oder Umspannplattformen) als Hindernis im Wasser (Kollision)

Eine erhöhte Kollisionsgefahr mit einem Offshore-Bauwerk als Hindernis im Wasser wird nicht erwartet, da der Schweinswal in Bezug auf die Anlagen nicht als „kollisionsgefährdet“ gilt. Durch die

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Orientierung mittels Sonar ist davon auszugehen, dass die Schweinswale nicht bewegliche Hindernisse im Wasser frühzeitig wahrnehmen und ausweichen.

Auswirkungen Rammarbeiten in der Bauphase

Durch baubedingten Unterwasserlärm können Verletzungen und Schäden an den Hörorganen der Schweinswale entstehen, wenn gewisse Schallwerte überschritten werden und sich Schweinswale im unmittelbaren Nahbereich einer Baustelle befinden. Bei impulshaftem Schall (z. B. während der Rammarbeiten an OWEA) erhöht sich die Schadwirkung mit der Anzahl der Schallbelastungen durch Akkumulation. Das Umweltbundesamt hat zum Schutz der Tiere einen Grenzwert für Rammschall, der nicht überschritten werden darf, vorgeschlagen. Demnach dürfen impulshafte Rammarbeiten in 750 m Entfernung von einer Baustelle einen Einzelereignispegel (SEL) von 160 dB re 1 µPa² s bzw. einen Spitzenereignispegel (SPL) von 190 dB re 1µPa nicht überschreiten (UBA 2011). Aber auch die Expositionsdauer der Tiere hat einen wesentlichen Einfluss darauf, ob es zu einem TTS (TTS = temporäre Hörschwellenverschiebung) kommen kann. KASTELEIN et al. (2016) berechneten auf Basis von Untersuchungen an zwei in Gefangenschaft gehaltenen Schweinswalen, dass es bei einem kumulativen SELcum von 175 dB re 1µPa², was 1.385 Rammschlägen mit einem SEL von je 145 dB re 1µPa² in 30 Minuten gleicht (siehe SCHEFFELD et al. 2020), bereits zu einem TTS kommen kann. Demnach können Schweinswale auch einen TTS erleiden, obwohl 160 dB re 1µPa²s SEL in 750 m pro Einzelschlag eingehalten werden, nämlich durch die Belastung über multiple Rammschläge hinweg. In einer aktuellen Studie von SCHEFFELD et al. (2020) zu einem OWP in der Nordsee wurden, unter Berücksichtigung der Ergebnisse von KASTELEIN et al. (2016), Fluchtzeiten für Schweinswale zu einem Sicherheitsabstand von ca. 5,6 km berechnet, wo auch ein TTS durch multiple Rammschläge nicht mehr möglich ist. Unter Annahme verschiedener Schwimmgeschwindigkeiten, müssen die Tiere bei höchster Schwimmgeschwindigkeit (6,1 m/s) beim ersten Rammschlag mindestens 2,4 km von der Rammstelle entfernt sein, um in ca. 9 Minuten den Sicherheitsabstand noch erreichen zu können; danach könne es bereits zu einem TTS kommen. Je nach Schwimmgeschwindigkeit (min. 0,9 bis max. 6,1 m/s) liegen die Abstände, die die Tiere bereits beim ersten Rammschlag haben müssen, zwischen ca. 4,6 und 2,4 km und die Fluchtzeiten entsprechend bei ca. 17 und 9 Minuten. Die Autoren kamen daher zu dem Schluss, dass bei dem derzeitigen Grenzwert von 160 dB re 1µPa²s SEL die vorzeitige Vergrämung der Tiere und der Soft-Start eine sehr wichtige Rolle spielen und daher während der Vergrämung und Rammung geprüft werden sollte, ob die Tiere das Gebiet, vor allem den Nahbereich der Baustelle, rechtzeitig verlassen haben (SCHEFFELD et al. 2020). Im Schallschutzkonzept der Bundesregierung für die Nordsee (BMU 2013) wird bei Einhaltung des UBA-Grenzwertes ein Störradius von 8 km um die Rammstelle (entsprechend einem SEL von ca. 140 dB) angenommen. Das Konzept berücksichtigt ausschließlich die deutsche Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee. Die geographische Beschränkung auf die Nordsee ist erforderlich, da derzeit für die deutsche Ostsee keine vergleichbare Datenlage zu Vorkommen und Verbreitung von Schweinswalen verfügbar ist. Da die physiologischen Grundlagen bei Schweinswalen aus der Nord- und Ostsee identisch sind und es sich teilweise um die gleichen Individuen handelt

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

(SVEEGAARD et al. 2011), ist aber davon auszugehen, dass die Verhaltensantworten der Schweinswale in der Ostsee gleich oder zumindest sehr ähnlich denen in der Nordsee sind. Unterschiede können einerseits durch unterschiedliche Lautausbreitung aufgrund anderer Geomorphologie auftreten oder durch Gewöhnungseffekte an insgesamt mehr Geräusche in der Ostsee, z. B. aufgrund verstärkten Schiffsverkehres. Eventuell spielt die geringe Salinität der Ostsee gegenüber der Nordsee eine Rolle.

LEOPOLD & CAMPHUYSEN (2008) untersuchten während der Bauphase des niederländischen OWP „Egmond aan Zee“ gestrandete Schweinswale. Dabei stellten sie keine Verletzungen fest, die auf die Schallemissionen beim Bau des OWPs zurückgehen könnten. Auch war die Anzahl gestrandeter Tiere während der Bauphase des OWPs nicht höher als in unbelasteten Zeiträumen.

Weitere Untersuchungen zur Vertreibungswirkung von Rammarbeiten auf Schweinswale bestätigten, dass bei schallgeschützen Rammarbeiten ein Meideverhalten der Schweinswale bis in eine Entfernung von maximal 10,8 km zur Schallquelle (DÄHNE et al. 2013, DIEDERICHS et al. 2014) nachweisbar war. Im OWP „Nysted“ in der Ostsee wurden im Vergleich zur Basisaufnahme auch noch Jahre nach Beendigung der Rammarbeiten weniger Schweinswale detektiert als zuvor (TEILMANN & CARSTENSEN 2012). Im Gegensatz dazu zeigen jedoch die meisten Studien einen nur kurzfristigen Vertreibungseffekt von wenigen Stunden bis Tagen (BIOCONSULT SH & IFAÖ 2010, BRANDT et al. 2011, DIEDERICHS et al. 2014).

Im Rahmen zweier Gesamtstudien zur Schallauswirkung (Gescha-1 und Gescha 2- Studie) wurden die Auswirkungen des Baus von acht bzw. 11 Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee mittels C-POD, Flug- und Rammdaten von 2009 bis 2013 bzw. 2014 bis 2016 ausgewertet (BioConsult SH et al. 2016, 2019). Die Ergebnisse der Gescha 2 Studie bestätigen die Ergebnisse von Gescha 1: Es kommt im Zuge der Rammungen zu kurzfristigen (1 bis 2 Tage) Vertreibungsreaktionen von einem Teil der anwesenden Schweinswale, Auswirkungen auf Populationslevel konnten nicht festgestellt werden. Das wird auch durch die noch nicht veröffentlichte, aber beendete GESCHA III Studie (Veröffentlichung im ersten Quartal 2025 geplant) für die Jahre 2016-2019 (bzw. 2011-2019) und auch für weitergeführte Untersuchungen in etwas weniger Projekten bis 2023 bestätigt (A. Rose et al., 2025: “Harbour porpoise trends and offshore wind farm effects in the German Bight, North Sea, Analysis of CPOD data “, (Kurzname: GESCHA 3), pers. Mitteilung). Insgesamt war der Trend der Schweinswaldichten/-detektionen in der deutschen Nordsee zwischen 2010 und 2016 positiv (BioConsult SH et al. 2019).

Es wurden die im Rahmen des Genehmigungsverfahrens nach BImSchG geforderten während der Bauphase zu erwartenden Unterwasserschallimmissionen gutachterlich prognostiziert (MÜLLER-BBM 2024b). Die Prognose erfolgte für zwei beispielhafte Fundamente mit Rammenergien zwischen 1.000 kJ und 5.000 kJ für ein Standard- und ein optimiertes Impulsrammverfahren. Die Prognosen mit einer Rammenergie von 4.000 kJ und ohne zusätzliche Schallschutzmaßnahmen ergeben einen Einzelereignispegel in 750 m Entfernung zur Schallquelle (SEL in 750 m) von:

Fundament GN39 (Wassertiefe von -19,7 m):

- 184 dB re 1 µPa² mit einem Standard-Impulsrammverfahren
- 176 dB re 1 µPa² mit einem optimierten Impulsrammverfahren

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Fundament GN03 (Wassertiefe von -14,2 m):

- 182 dB re 1 µPa² mit einem Standard-Impulsrammverfahren
- 174 dB re 1 µPa² mit einem optimierten Impulsrammverfahren

Der Vergleich der prognostizierten Einzelereignispegel im Vergleich zu zulässigen Lärmschutzwerten erfordert den Einsatz von Schallschutzmaßnahmen.

Um das Risiko für Verletzungen oder Tötungen unter einem statistisch signifikanten Niveau zu halten, das unter dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt, sind bei Impulsrammungen Vermeidungsmaßnahmen (z. B. Großer Blasenschleier) erforderlich, welche die Einhaltung der relevanten Lärmschutzwerte sicherstellen müssen. Diese werden im Rahmen des Schallschutzkonzeptes konkretisiert und durch den Vorhabenträger rechtzeitig vor dem Bau des OWP der Behörde vorgelegt.

Auswirkung durch Schiffsverkehr (Unterwasserlärm)

Die Hauptvorbelastungen des Untersuchungsraums sind in der Fischerei und dem Hintergrundlärm durch den Schiffsverkehr zu sehen.

Bau- und betriebsbedingter Schiffslärm geht, im Wasserkörper, hauptsächlich von der Schiffsschraube aus, wobei die Schallstärke abhängig von der Größe, der Geschwindigkeit, dem Ladungszustand und der Tätigkeit des Schiffes ist. Auf Meeressäuger, insbesondere Schweinswale, wirken sich vor allem die im Schiffslärm enthaltenen hohen Frequenzen störend aus (HERMANNSEN et al. 2014).

Der starke Schiffsverkehr in küstennahen Gewässern trägt vielerorts zur Erhöhung des Hintergrundschallpegels bei. Schiffslärm kann vor allem an stark befahrenen Routen zu Maskierungseffekten bei der Kommunikation der Tiere führen (KOSCHINSKI & CULIK 2002, HERMANNSEN et al. 2014). Bei den bau- und betriebsbedingten auftretenden Unterwasser-Schallemissionen durch Schiffsverkehr handelt es sich ausschließlich um Dauerschall, so dass bestehende Grenzwerte für Rammschall (Impulsschall) hier nicht übertragbar sind. In Deutschland gibt es für Dauerschall keine verbindlichen Grenzwerte. RICHARDSON et al. (1995) schlagen für Dauerschall einen Grenzwert von 120 dB re 1µPa Empfangspegel (kontinuierlicher Lärm) als Grenzwert für Verhaltensreaktionen von Schweinswalen vor.

Aus verschiedenen Untersuchungsergebnissen (KASTELEIN et al. 2002, TECH-WISE & ELSAM 2003 LUCKE et al. 2004, TOUGAARD et al. 2004, TEILMANN et al. 2004, ZUCCO & MERCK 2004, KASTELEIN et al. 2005) kann zudem abgeleitet werden, dass der Schiffs- und Gerätelärm abhängig von Lautstärke und Frequenz sowie bestehender Vorbelastungen von Schweinswalen in einer Entfernung von bis zu mehreren Kilometern von der Schallquelle wahrgenommen werden kann und im Bereich bis ca. 100 m ggf. zu Verhaltensreaktionen führt. DYNDO et al. (2015) weisen darauf hin, dass der Einfluss von Schiffslärm auf Schweinswale häufig unterschätzt wird und zu Meidungseffekten bis in über 1 km Distanz führen kann. Eine neuere Studie untersuchte den Zusammenhang zwischen Schiffslärm und dem Jagdverhalten von Schweinswalen und beschrieb erste Hinweise auf eine signifikante kurzfristige Verhaltensänderung unter dem Einfluss von Schiffslärm (WISNIEWSKA et al. 2018).

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Folglich nehmen Schweinswale Installations- und Serviceschiffe im Bereich des Vorhabengebietes bereits frühzeitig war und weichen der Schallquelle aktiv aus. Ein Vordringen bis in den Nahbereich der Installations- und Serviceschiffe, wo Schallpegel von über 189 dB re 1 µPa (ROBINSON et al. 2011) erreicht werden können, wird daher ausgeschlossen. Somit sind sowohl Verletzungen als auch Tötungen durch Lärm der Installations- und Serviceschiffe im Rahmen des Vorhabens ausgeschlossen. Das Verletzungs- und Tötungsrisiko wird demnach nicht signifikant erhöht.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☒ ja ☐ nein

Vergrämungsmaßnahmen vor dem Rammbeginn (vgl. Kap. 6.1)

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☒ ja ☐ nein

Es wird sichergestellt, dass über noch zu spezifizierende (ggf. kombinierte) Schallschutzmaßnahmen eine Einhaltung der relevanten Grenzwerte sichergestellt wird. Dies erfolgt in einem durch den Vorhabenträger rechtzeitig vor dem Bau vorzulegenden Schallschutzkonzept.

Einen aktuellen Überblick über mögliche und eingesetzte Schallminderungsmaßnahmen sowie die damit erreichten Schallminderungen geben KOSCHINSKI & LÜDEMANN (2020). Sie zeigen, dass durch die Kombination verschiedener Schallschutzmaßnahmen (DBBC, Hydrodamper, IHC-NMS) eine Schallpegelreduzierung von bis zu 18-24 dB möglich ist. JURETZEK & BOETHLING 2019a, 2019b) sowie BELLMANN et al. (2020) zeigen zudem, dass trotz zunehmender Piledurchmesser (aufgrund größerer Wassertiefe oder Anlagen) die vorgegebenen Grenzwerte eingehalten werden können. Angesichts der rasanten Weiterentwicklung von Schallminderungsmaßnahmen wird hier davon ausgegangen, dass bis zum Baubeginn des OWP „Gennaker“ weitere alternative Techniken verfügbar sind, um die erforderliche Schallminderung zu gewährleisten.

Zur Vermeidung von negativen Auswirkungen auf Meeressäuger sind im Projekt OWP „Gennaker“ Schallminderungsmaßnahmen zu prüfen und durchzuführen, die sich an dem zum Bauzeitpunkt geltenden Stand der Technik orientieren. Es sollte zudem eine Vergrämung aus dem Nahbereich von 750 m um die Baustelle erfolgen. Vor Beginn des Rammens werden dabei marine Säuger durch Geräte, die für sie unangenehme Schallsignale produzieren, vergrämt. Zwecks Vergrämung

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

wurde bis 2017 eine Kombination aus Pingern als Vorwarnsystem, gefolgt von dem Einsatz des so genannten Seal Scarers, eingesetzt. Allerdings geht die Vergrämung mittels Seal Scarer mit einem großen Habitatverlust einher, hervorgerufen durch die Fluchtreaktionen der Tiere, und stellt daher eine Störung dar (BRANDT et al. 2013). Die Entwicklung von neuen Systemen wie das Fauna Guard System eröffnet die Möglichkeit, die Vergrämung des Schweinwals und der Robben so anzupassen, dass die Verwirklichung des Tötungs- und Verwirklichungstatbestandes i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann, ohne zu einer gleichzeitigen Verwirklichung des Störungstatbestandes i.S.d. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu kommen (BSH 2020b, vgl. Kap. 8 in BSH 2025).

Im Rahmen einer Effizienzkontrolle zur Schallminderung und Vergrämung wird die Einhaltung der Grenzwerte durch begleitende Schallmessungen überwacht. Der Erfolg der Vergrämung bzw. die Störwirkung der Rammarbeiten auf Schweinswale kann durch ausgebrachte POD-Stationen zur Aufnahme der akustischen Schweinswalaktivität dokumentiert werden. SCHEFFELD et al. (2020) weisen auf die wichtige Rolle einer effizienten Vergrämung und der soft-start-Methode bei der Rammung von OWPs hin. Den Autoren zufolge ist daher eine zusätzliche Echtzeit-Überprüfung des Vergrämungserfolges im Nahbereich der Rammung (z. B. mit akustischen Beobachtungssystemen) sinnvoll.

Gegebenfalls ist zur Vermeidung des Eintretens von Verbotstatbeständen aufgrund zeitgleicher Rammungen in anderen Offshore-Windparks im gleichen Meeresgebiet (Umfeld von ca. 30 km, dieser Wirkraum entspricht der maximalen Wirkreichweite der ungedämpften Impulsschallwirkungen beim Rammen) eine projektübergreifende Bauzeitenkoordinierung sinnvoll. Eine mögliche Kumulation der Störwirkungen aufgrund unterschiedlicher Störquellen könnte durch die Koordinierung der Rammvorgänge eventuell vermieden werden.

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Die vorliegende Prognose ergibt, dass die etablierten Lärmschutzwerte unter Verwendung von aktuell zur Verfügung stehenden Schallschutzsystemen eingehalten werden können (MÜLLER-BBM 2024b).

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch Unterwasserlärm (Rammung, Schiffsverkehr, Betriebslärm der OWEA)

Beim Bau des OWP „Gennaker“ werden Lärmemissionen sowohl durch die Bautätigkeiten selbst (z. B. Rammarbeiten, Installations- und Verlegetätigkeiten), als auch durch die Installations- und Serviceschiffe auftreten. Je nach Entfernung zur Schallquelle, können Schallemissionen unterschiedliche Wirkungen auf Schweinswale haben. Dabei erhöht sich die störende Wirkung mit zunehmender Nähe zur Schallquelle, was Verhaltens- sowie Stressreaktionen auslösen kann und bis zur Maskierung führt.

Rammarbeiten

Meidereaktionen durch Schweinswale sind nach C-POD-Untersuchungen während Rammarbeiten bei Schallpegeln ab etwa 140 dB re µPa²s (SEL) zu erwarten (BRANDT et al. 2011, DIEDERICHS 2013). BRANDT et al. (2016) stellten in der Nordsee in den Jahren 2010 - 2013 anhand ihrer umfangreichen C-POD-Datenreihe einen signifikanten Rückgang der Schweinswaldetektionen ab einem Schallpegel von 143 dB (SEL) fest. Allerdings konnte trotz einer Reduzierung der Schallpegel in den Jahren 2014-2016 keine Reduzierung der Effektradien festgestellt werden, was darauf hinweist, dass nicht nur die Höhe der Lärmemission während der Rammung für die Verhaltensreaktion verantwortlich sind (BIOCONSULT SH et al. 2019). Bei Schweinswalen sind in der Nordsee ohne Einsatz von Schallminderungstechniken Fluchtreaktionen und Meideverhalten bis in über 20 km Entfernung von der Rammung nachgewiesen worden (TOUGAARD et al. 2006, LUCKE et al. 2011). In der Folge wurden weitere Untersuchungen zur Vertreibungswirkung von Rammarbeiten auf Schweinswale durchgeführt (u. a. BRANDT et al. 2011, DÄHNE et al. 2013, BIOCONSULT SH et al. 2016, 2019). Dabei zeigten DIEDERICHS et al. (2014) am Beispiel des Windparks „Trianel Windpark Borkum - Phase I“, dass bei schallgeschützten Rammarbeiten ein Meideverhalten der Schweinswale bis in eine Entfernung von maximal 8 km zur Schallquelle nachweisbar war. DÄHNE et al. (2013) wiesen für den Windpark „alpha ventus“ einen negativen Einfluss der Rammarbeiten bis zu einer Distanz von 10,8 km nach. Die meisten Studien zeigen dabei einen nur kurzfristigen Meideeffekt von wenigen Stunden bis Tagen (BIOCONSULT SH & IFAÖ 2010, BRANDT et al. 2011, DIEDERICHS et al. 2014, BIOCONSULT SH et al. 2019).

Im Rahmen der GESCHA 1-Studie (Gesamtstudie Schallauswirkungen 1; BIOCONSULT SH et al. 2016, BRANDT et al. 2018) wurden die Auswirkungen des Baus von acht Offshore-Windparks in der

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

deutschen Nordsee mittels C-POD, Flug- und Rammdaten von 2009 bis 2013 ausgewertet. Schallminderungsmaßnahmen, die damals noch in der Entwicklungsphase steckten, führten zu einer durchschnittlichen Lärmreduktion von 10 dB re µPa² s (SEL), wenngleich es bei den verschiedenen OWPs dabei eine hohe Variabilität gab. Bei Lärmwerten von über 170 dB re µPa²s (SEL) kam es im Durchschnitt zu einer über 90 %-igen Reduktion in den Schweinswal-Detektionen, bei Werten zwischen 145-150 dB re µPa²s (SEL) nur zu einem 25 %-igen Rückgang. Der mittlere Effektradius betrug 17 km und hielt im Nahbereich bis 2 km für 20-31 Stunden an. Es gab weder Anzeichen für kumulative Effekte noch für Auswirkungen auf Populationslevel. Die Folgestudie GESCHA 2 beinhaltet Daten für die Jahre 2014 bis 2016 und beschreibt die Effekte des Baus von 11 OWPs in der deutschen Nordsee (BioConsult SH et al. 2019). Dabei wurde festgestellt, dass sich im Vergleich zu GESCHA 1 die Schallschutzmaßnahmen stark verbessert haben. So waren die Lärmpegel in 750 m Entfernung zur Rammung im Durschnitt um 9 dB re µPa²s (SEL) leiser als noch bei GESCHA 1 und das Schallschutzkriterium von 160 dB re µPa²s (SEL) wurde größtenteils eingehalten. Dennoch belief sich der Effektradius, der im Zuge der C-POD-Untersuchungen ausgewertet wurde, immer noch auf 17 km (im Rahmen der Flugdaten-Auswertung 11,4 bis 19,5 km). Bei Lärmwerten unter 165 dB re µPa²s (SEL) wurde keine Korrelation zwischen Lärmpegel und Effektradius mehr festgestellt. Dies könnte mit verschiedenen Faktoren zusammenhängen, wie z. B. einem stereotypen Fluchtverhalten/Fluchtdistanz, einer Vertreibungsreaktion durch Seal Scarer, Effekten durch gesteigerten Schiffsverkehr und/oder kumulative Effekte durch, im Vergleich zu GESCHA 1, deutlich verkürzte Abstände zwischen den Rammungen. Insgesamt bestätigen die Ergebnisse von GESCHA 2 die von GESCHA 1: es kommt im Zuge der Rammungen zu kurzfristigen (1-2 Tage) Vertreibungsreaktionen, Auswirkungen auf Populationslevel konnten nicht festgestellt werden. Insgesamt war der Trend der Schweinswaldichten/-detektionen in der deutschen Nordsee zwischen 2010 und 2016 positiv (BioConsult SH et al. 2019).

Schiffsverkehr

Von Schiffen hervorgerufener Unterwasserschall, einzustufen als sogenannter Dauerschall, kann zum einen zwischen Schiffstypen hinsichtlich Lautstärke und Frequenzspektrum je nach Schiffstyp und -geschwindigkeit usw. sehr unterschiedlich sein und zum anderen hängt die Wahrnehmung von Schiffslärm vom vorherrschenden Hintergrundlärm (Vorbelastung) und der Schallausbreitung im jeweiligen Meeresgebiet ab (Kastelein et al. 2002, Tech-wise & Elsam 2003 Lucke et al. 2004, Tougaard et al. 2004, Teilmann et al. 2004, Zucco & Merck 2004, Kastelein et al. 2005).

Richardson et al. (1995) schlagen für Dauerschall einen Grenzwert von 120 dB re 1µPa Empfangspegel (kontinuierlicher Lärm) als Grenzwert für Verhaltensreaktionen von Schweinswalen vor.

Dyndo et al. (2015) haben gezeigt, dass Reaktionen von Schweinswalen auf Schiffe vorliegen, die einen gewissen high-frequency Anteil haben. Dabei sind Reaktionen in einem Umfeld von 1 km zu erwarten.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

WISNIEWSKA et al. (2018) schlussfolgern in ihrer Studie, dass Schiffslärm zu Verhaltensreaktionen führen, die langfristig zu einem Fitnessverlust bei Schweinswalen führen, wenn diese dem Schiffslärm dauerhaft ausgesetzt sind. Die Studie konnte nur für drei der sieben untersuchten Individuen einen Effekt erhöhter Schallpegel für den einen Bereich von 96 dB @ 16 kHz TOL zeigen, bei einem weiteren Individuum konnte ein Effekt erst ab 102 dB @ 16 kHz TOL gezeigt werden. Daher können die Ergebnisse nicht als Anhaltspunkte für allgemeingültige Schwellenwerte für die Bewertung von Störungen durch Schiffsverkehr bei Schweinswalen herangezogen werden.

Durch Bau- und Serviceschiffe verursachter Dauerschall im und um den OWP Gennaker und die damit ausgelösten Vergrämungseffekte sowie Verhaltensreaktionen stellen keine erheblichen Störungen der Schweinswalpopulation dar. Die Auswirkungen auf den Schweinswal sind temporär und in ihrer räumlichen Ausdehnung begrenzt, zumal sich die parallel eingesetzte Anzahl an Serviceschiffen während der Betriebsphase des OWP sehr gering ist und sich zumeist nur in einem einstelligen unteren Bereich bewegt. Zudem ist der nahe gelegene Seetrassenkorridor durch die bereits vorhandene Schifffahrt vorbelastet.

Durch die Vergrämung raus aus dem Gefahrenbereich der Baustelle, kommt es zwar zu einem temporären Habitatverlust während der Bauarbeiten. Die oben genannten Unterwasserschallemissionen sowie die Vergrämungen wirken jedoch nur kurzfristig und räumlich begrenzt, sodass keine erheblichen Störungen mit Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der lokalen Population zu erwarten sind. Erhebliche Störungen der Schweinswale (während möglicher Aufzucht- und Wanderzeiten) durch den vom Bau- und Serviceschiffsbetrieb für den OWP erzeugten Dauerschall, welche zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen können, werden folglich ausgeschlossen.

Betriebslärm der OWEA

Basierend auf Messdaten von Windenergieanlagen mit geringerer Nennleistung wurde ein Quellspektrum in 100 m Entfernung zu den Windenergieanlagen im Betrieb im Leistungsbereich „hoch“ berechnet (MÜLLER-BBM 2024a). Die Prognose ergibt für eine einzelne Windenergieanlage mit einer Nennleistung von 15 MW im Betrieb im Leistungsbereich „hoch“ in 100 m Entfernung zur Schallquelle einen Schalldruckpegel von 128 dB re 1 µPa.

Für die Schallausbreitung der Betriebsschallprognose wurden alle 63 Windenergieanlagen des OWP „Gennaker“ simultan im Betrieb bei Nennleistung betrachtet, was einer „worst-case“ Betrachtung entspricht. Im Abstand von 1 km bzw. 5 km vom OWP „Gennaker“ (Parallelkurven um den (Wndpark) ergbit die Schallausbreitung der Betriebsschallprognose einen mittleren Schalldruckpegel von 119 dB bzw. 113 dB re 1 µPa.

Eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der Betriebsschallprognose mit einem veröffentlichten Hintergrundschalldruckpegel von 113 dB re 1 µPa gemessen an der Messstation Arkona-Becken zeigt, dass ab 5 km Entfernung zum Windpark die Schalleinträge vom OWP „Gennaker“ im Betrieb (Leistungsbereich „hoch“) durch Hintergrundgeräusche (Breitbandpegel) maskiert werden.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Im Leistungsbereich „mittel“ (50 % Nennleistung) werden die Schalleinträge vom OWP „Gennaker“ im Betrieb in einer Entfernung zwischen 1 km und 5 km durch die angenommenen Hintergrundgeräusche maskiert.

Für den Leistungsbereich „niedrig“ ergibt die Gegenüberstellung, dass keine relevanten Betriebsschallimmissionsbeiträge durch den OWP „Gennaker“ in die Ostsee erwartet werden.

Lichtemissionen

Die 5 sm-Befeuerung der peripheren Anlagen könnte zu visueller Unruhe und damit zu Verhaltensreaktionen führen (erhöhte Vigilanz). Visuelle Unruhe kann zudem durch Schattenwurf durch den Rotor (drehend oder stehend) hervorgerufen werden. Diese kann auch durch Lichtreflexionen des drehenden Rotors sowie durch die Drehbewegungen selbst erzeugt werden. Hiervon werden jedoch Schweinswale nicht beeinflusst. Die Kennzeichnung, Beleuchtung und Farbgebung haben demnach keine relevanten Auswirkungen.

Eine erhebliche Störung des Schweinswals durch mögliche Lichtemissionen ist daher nicht abzuleiten.

Störung durch Trübungsfahnen sowie Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Bei Verlegung der parkinternen Kabel könnten durch die Sedimentumlagerungen auch Nähr- bzw. Schadstoffe freigesetzt werden, was langfristig zu physiologischen Veränderungen führen könnte. Über die Auswirkungen lassen sich keine genauen Aussagen treffen. Es wird jedoch höchstens von sehr geringen Beeinträchtigungen ausgegangen, da die anzunehmende Kurzzeitigkeit des Aufenthalts von Meeressäugern im betrachteten Bereich Beeinträchtigungen sehr unwahrscheinlich macht.

Trübungsfahnen, die bei der Verlegung der Parkverkabelung entstehen, haben keine direkten Störwirkungen auf Schweinswale. Es kann angenommen werden, dass die Wirkzone bei den Verlege- und Reparaturarbeiten auf ca. 500 m begrenzt ist und der größte Teil des suspendierten Substrats in der Wirkzone sedimentiert. Schweinswale orientieren sich optisch und durch Sonar. Der visuelle Sinn spielt bei der Orientierung und Jagd eine eher untergeordnete Rolle, sodass sich die Tiere auch in trüben Gewässern mittels ihres Sonars zurechtfinden. Eine Störung ist daher auch hinsichtlich des Wirkfaktors auszuschließen.

Habitatverlust

Durch die Vergrämung raus aus dem Baustellenbereich, kommt es zu einem temporären Habitatverlust während der Bauarbeiten. Allerdings sind die Störungen räumlich und zeitlich begrenzt, sodass keine erheblichen Störungen mit Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der lokalen Population zu erwarten sind.

Indirekt kann es durch die Störung des Benthos, während der Bauarbeiten zu einer kurz- bis mittelfristigen Veränderung in der Zusammensetzung der Bodenfauna kommen, was kleinräumig zur

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Änderung des Jagdverhaltens von Schweinswalen führen könnte. Die Veränderung des Habitats hat einen Einfluss auf die Fischfauna und somit auf die Nahrung von Schweinswalen (VON NORDHEIM & BOEDEKER 1998). Da Schweinswale sich opportunistisch von weit verbreiteten Fischarten (Dorsch, Hering, Grundeln) ernähren und im Gebiet relativ frei nach Fischen jagen und diesen Schwärmen folgen, ist durch ihre hohe Mobilität von keiner Beeinträchtigung der Nahrungsgrundlage auszugehen. Aufgrund dieser Mobilität ist ein Meideverhalten hinsichtlich des unmittelbaren Baubereiches zu prognostizieren, ohne dass damit nennenswerte Einschränkungen für die Schweinswale verbunden sind, zumal die Schweinswale in andere Habitate in der Umgebung ausweichen können, um ihre Beute zu finden.

Störung durch elektromagnetische Felder

Auch der Betrieb der parkinternen Seekabel wird trotz der entstehenden elektromagnetischen Felder aufgrund der vorgesehenen Verlegetiefe nicht zu Orientierungsschwierigkeiten führen, sodass keine erheblichen Störungen durch die parkinterne Verkabelung zu erwarten sind.

Etwaige Sedimenterwärmungen in der Betriebsphase finden im Nahbereich des Meeresbodens statt und haben keine direkten Auswirkungen auf hochmobile Tiere wie den Schweinswal. Der Einfluss elektromagnetischer Felder von Seekabeln auf das Wanderverhalten von Meeressäugetieren ist weitgehend unbekannt (GILL 2005). Bei einigen Walarten, wie z. B. der Delfin (*Tursiops truncatus*) wurden Magnetkristalle nachgewiesen, womit sie in der Lage wären (elektro-) magnetische Felder wahrnehmen zu können (BAUER et al. 1985 zitiert in ZAPETIS & SZESCIORKA 2018). Inwiefern das auch auf Schweinswale zutrifft, ist nicht sicher geklärt. Es wird vermutet dass Wale, die im offenen Meer leben, eher solch einen „Magnetsinn“ nutzen, als Arten, die hauptsächlich in Küstengewässern leben (ZAPETIS & SZESCIORKA 2018).

Es liegen keine Erkenntnisse darüber vor, dass Schweinswale elektromagnetische Felder wahrnehmen können. Bei Flussdelfinen wurden Hinweise auf eine entsprechende Wahrnehmung gefunden; die in diesem Zusammenhang als Sinneszellen diskutierten Follikelzellen fehlen beim Schweinswal jedoch nahezu vollständig. Aus den vorliegenden Erkenntnissen zur Verbreitung und Wanderung von Schweinswalen ergeben sich auch keine Hinweise auf eine mögliche Barrierewirkung von elektromagnetischen Feldern der Gleichstromkabel, die in der Nord- und Ostsee verlegt sind. Möglicherweise haben elektromagnetische Felder jedoch einen gewissen Einfluss auf Nahrungsorganismen von Schweinswalen, sodass sich (großräumige) elektromagnetische Felder indirekt auch auf Schweinswale auswirken könnten. Die Kabel werden in einer Tiefe im Meeresboden verlegt, dass relevante Beeinträchtigungen des besiedelten Meeresbodens ausgeschlossen werden können.

Zusammenfassend sind somit erhebliche Störungen des Schweinswals zu Aufzucht- und Wanderzeiten während der kurzen Bauzeit sowie während der Betriebszeit nicht zu erwarten. Die geringe Störung von Tieren führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☒ ja ☐ nein

Es werden Rammschallschutzmaßnahmen vorgeschlagen, die in einem durch den Vorhabenträger rechtzeitig vor dem Bau vorzulegenden Schallschutzkonzept präzisiert werden. Diese gelten jedoch nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen im Sinne des § 44(5) BNatSchG = Vermeidungs- / CEF-Maßnahme.

Bei Umsetzung der erforderlichen Schallschutzmaßnahmen können demnach zwar Störungen durch Vergrämungswirkungen (u.a. Vergrämung vor den Rammarbeiten, siehe Abschnitt zum Verletzungs- und Tötungsverbot) auftreten, diese stellen jedoch keine „erheblichen Störungen“ dar. Nur bei Nichtumsetzung der geplanten Schallschutzmaßnahmen (zur Minderung der Impulsschallwirkungen beim Rammen) können „erhebliche Störungen“ während der „Aufzucht- und Wanderungszeiten“ des Schweinswals nicht sicher ausgeschlossen werden. Da jedoch diese Maßnahmen zur Minderung des Unterwasserschalls umgesetzt werden müssen, kann davon ausgegangen werden, dass „erhebliche Störungen“ des Schweinswals zu Aufzucht- und Wanderzeiten, welche zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen können, nicht zu erwarten sind.

Es sind keine weiteren artspezifischen Vermeidungsmaßnahmen zur Verhinderung des Eintretens des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG notwendig.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☐ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Im Vorhabengebiet wurden über mehrere Jahre hinweg geringe Dichte von Schweinswalen nachgewiesen. Die Gewässer liegen im Aktionsradius des hochgradig mobilen Schweinswals und werden regelmäßig (aber in geringen Dichten) genutzt. Die nähere Umgebung des Vorhabengebiets wird vermutlich als Durchzugsgebiet und/oder Nahrungshabitat von Schweinswalen der Beltsee-

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Population genutzt. Durch die ausgeprägte Saisonalität des Vorkommens und die gesteigerte Präsenz von Schweinswalen während der Sommer- und Herbstmonate, weist das Vorhabengebiet keine gesonderte, dauerhafte Funktion für Schweinswale als Fortpflanzungsgebiet auf. Trotz einiger weniger Nachweise von Jungtieren während der Basisaufnahme ist eine Nutzung des Gebiets als Aufzuchtgebiet nicht nachgewiesen.

Die Projektwirkungen des Offshore-Windparks „Gennaker“ führen nicht zu Beeinträchtigungen von Erhaltungszielen oder zu erheblichen Beeinträchtigungen von Meeressäugern (insbesondere dem Schweinswal) als Zielarten der GGB „Darßer Schwelle“ (IFAÖ 2025a), „Plantagenetgrund“ (IFAÖ 2025c), „Kadetrinne“ (IFAÖ 2025b), „Darß“ (IFAÖ 2024a), „Erweiterung Libben, Steilküste und Blockgründe Wittow und Arkona“ (IFAÖ 2024b).

Die GGB „Darß“ (IFAÖ 2024a) und „Erweiterung Libben, Steilküste und Blockgründe Wittow und Arkona“ (IFAÖ 2024b) liegen nicht im 8 km Störradius (BMU 2013), so dass erhebliche Beeinträchtigungen von Meeressäugern durch bauzeitlichen Rammschall auszuschließen sind.

In Anlehnung an BMU (2013) für die Nordsee wurde für den OWP „Gennaker“ im Rahmen der vorangegangenen Genehmigungsverfahren behördlicherseits eine Methodik festgelegt, welche die Beschallung der umliegenden Schutzgebiete basierend auf einem 8 km-Puffer um das jeweilige Schutzgebiet ermittelt. Von der mit dem Projektgebiet entstehenden Schnittfläche des 8 km-Puffers wird ausgehend vom Schnittflächenmittelpunkt der 8 km-Störradius abgetragen, um die rechnerisch beschallte FFH-Gebietsfläche zu ermitteln. Daraus ergibt sich hinsichtlich Störung und Meidewirkung von Schweinswalen theoretisch eine rechnerische Beschallung der GGB „Plantagenetgrund“, „Darßer Schwelle“ und „Kadetrinne“ mit (impulshaftem) Rammschall (Einzelereignispegel SEL) ≥ 140 dB von 10,2%, 3,4 % und 1,4 %.

Gemäß BMU (2013) werden Erheblichkeitsschwellen von ≤ 10 % außerhalb sowie 1 % innerhalb der schweinswalsensiblen Zeit definiert. Für das GGB „Plantagenetgrund“ wird die Erheblichkeitsschwelle von ≤ 10 % geringfügig überschritten.

Zur Absicherung und Überprüfung der Einhaltung der gemäß BMU (2013) festgelegten Erheblichkeitsschwellen für den Gebietsschutz (≥ 1 % innerhalb und ≥ 10 % außerhalb der schweinswalsensiblen Zeit) wurde eine differenzierte Analyse durchgeführt. Dabei wurde basierend auf gebiets- und projektspezifischen Parametern (Bathymetrie, Schallgeschwindigkeit im Wasser und im Boden, Bodenbeschaffenheit, Wassertiefe, etc.) für die Schallausbreitung unter Wasser die 140 dB Isophonlinie anhand der tatsächlichen Vor-Ort-Bedingungen berechnet (ITAP 2025). Diese Analyse hat gezeigt, dass sich bei Einhaltung des Lärmschutzwertes von 160 dBSEL in 750 m geringere Reichweiten für den Einzelereignispegel von 140 dBSEL als 8 km ergeben.

Diese betragen

- im GGB „Plantagenetgrund“ bis zu 6,12 km für den „lautesten anzunehmenden Fall“ (eine „unspezifisch mitigierte“ Rammung unter Winterbedingungen) und ein Einzelereignispegel

von 140 dBSEL in Entfernungen bis max. 4,13 km für den „realistischen Fall“ (= „spezifisch mitigierte“ Rammung unter Sommerbedingungen)
- im GGB „Darßer Schwelle“ bis zu 5,34 km für den „lautesten anzunehmenden Fall“ und max. 3,75 km für den „realistisch anzunehmenden Fall“
- im GGB „Kadeterinne“ bis zu 4,87 km für den „lautesten anzunehmenden Fall“ und max. 3,27 km für den „realistisch anzunehmenden Fall“

Daraus resultiert, dass sich unter Berücksichtigung der projekt- und standortspezifisch ermittelten Ausbreitungsdämpfung nach der behördlich festgelegten Methode

- ein Einzelereignispegel von 140 dBSEL innerhalb des GGB „Plantagenetgrund“ auf einer Fläche von maximal 0,75 % („lautester anzunehmender Fall“) bzw. 0,0 % („realistischer Fall“) ergibt
- ein Einzelereignispegel von > 140 dBSEL innerhalb des GGB „Darßer Schwelle“ weder für den „lautesten anzunehmenden Fall“ noch für den „realistischen Fall“ zu erwarten ist
- ein Einzelereignispegel von > 140 dBSEL innerhalb des GGB „Kadetrinne“ weder für den „lautesten anzunehmenden Fall“ noch für den „realistischen Fall“ zu erwarten ist.

Wird der in Anlehnung an das BMU (2013) 8 km-Puffer um das Schutzgebiet zur Ermittlung der Schnittfläche mit dem Projektgebiet logisch und fachlich folgerichtig ebenfalls in der Anwendung der für das Projekt behördlich festgelegten Methode durch die ermittelten Reichweiten basierend auf der projekt- und standortspezifischen Ausbreitungsdämpfung für den „lautesten anzunehmenden Fall“ und den „realistischen Fall“ ersetzt (ITAP 2025), ergeben sich

- Überschneidungen mit dem GGB „Plantagenetgrund“ von 4,23 % („lautester anzunehmender Fall“) bzw. 0,71 % („realistischer Fall“)
- Überschneidungen mit dem GGB „Darßer Schwelle“ von 0,72 % („lautester anzunehmender Fall“) bzw. 0,03 % („realistischer Fall“)
- keine Überschneidungen mit dem GGB „Kadetrinne“ (sowohl für den „lautesten anzunehmenden Fall“ als auch für den „realistischen Fall“)

Damit werden die gemäß BMU (2013) festgelegten Erheblichkeitsschwellen von 10 % bzw. 1 % unterschritten.

Somit können unter der Voraussetzung, dass Maßnahmen zur Schallminderung (Maßnahmen zur Schadensbegrenzung) umgesetzt und die Lärmschutzwerte von 160 dBSEL und 190 dBpeak in 750 m zur Rammstelle eingehalten werden, erhebliche Beeinträchtigungen von Meeressäugern (insbesondere des Schweinswals) als Zielarten der GGB „Plantagenetgrund“ „Darßer Schwelle“ und „Kadetrinne“ durch bauzeitlichen Rammschall sicher ausgeschlossen werden (vgl. **IFAÖ 2025a, 2025b, 2025c).**

Die GGB „Darß“ (IFAÖ 2024a) und „Erweiterung Libben, Steilküste und Blockgründe Wittow und Arkona“ (IFAÖ 2024b) liegen nicht im 8 km Störradius (BMU 2013), so dass erhebliche Beeinträchtigungen von Meeressäugern durch bauzeitlichen Rammschall auszuschließen sind.

Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Auch in der Summation der Projekte können erhebliche Beeinträchtigungen auf die Schutzgebiete ausgeschlossen werden.

Ein Konzentrationsgebiet, wie zum Beispiel das „Sylter Außenriff“ gibt es in der deutschen Ostsee nicht. Exakt räumlich abgrenzbare Fortpflanzungsstätten des Schweinswals sind demnach in der deutschen Ostsee nicht bekannt. Ruhestätten des Schweinswals im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhepausen gezielt aufgesucht werden, sind nicht bekannt, da sich auch Mutter-Kind-Paare frei im Meer bewegen.

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt aufgrund der oben aufgeführten Argumente nicht ein.

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2 Fledermäuse - Konfliktanalyse

Schutz- und Gefährdungsstatus

Alle heimischen Fledermaus-Arten sind im Anhang IV der FFH-RL gelistet. Zudem gibt es das Abkommen zur Erhaltung der europäischen Fledermauspopulationen von 1991 (EUROBATS), das den Schutz aller 53 europäischen Fledermausarten durch geeignete Maßnahmen sicherstellen soll. Das Abkommen steht nicht nur europäischen Staaten offen, sondern allen Arealstaaten, die zum Verbreitungsgebiet mindestens einer europäischen Fledermauspopulation gehören. Als wichtigste Instrumente sieht das Abkommen Regelungen zur Entnahme (Töten) von Tieren, die Benennung von bedeutsamen Schutzgebieten sowie die Förderung von Forschung, Monitoring und Öffentlichkeitsarbeit vor.

Weil die „Die Rote Liste der gefährdeten Säugetiere Mecklenburg-Vorpommerns“ (LABES et al. 1991) nicht mehr dem aktuellen Stand gerecht wird, machen GRIMMBERGER et al. (2020) für Vorpommern einen Vorschlag, welcher sich an der Roten Liste Deutschlands (am Stand 2009, HAUPT et al. 2009) orientiert. Der jeweilige Status für Vorpommern wird hilfsweise in den Steckbriefen angegeben, da von den Küsten Vorpommerns (u.a. Darß, Nordrügen) Fledermäuse zu ihren Wanderungen über der Ostsee aufbrechen und auch Nahrungsflüge möglich sind. Der Gefährdungsstatus für Deutschland bezieht sich auf MEINIG et al. (2020).

5.1.2.1 Rauhautfledermaus

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 3 RL Vorpommern Kat. 4 RL M-V Kat. * RL Deutschland	U1 (ungünstig) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Rauhautfledermäuse (*Pipistrellus nathusii*) sind nachtaktive Säugetiere. Sie verlassen ihre Quartiere kurz nach Sonnenuntergang. Als typische Waldfledermaus bevorzugen sie naturnahe reich strukturierte Waldlebensräume in der Nähe von Gewässern. Als Quartiere dienen Baumhöhlen, Rindenspalten, Risse im Stamm und Fledermaus- und Vogelkästen (DIETZ & KIEFER 2014). Gelegentlich kann die Rauhautfledermaus auch in Spaltenquartieren an Gebäuden gefunden werden.

Als Jagdgebiet werden Wälder und Waldränder in der Nähe von Gewässern und entlang geradliniger Strukturen präferiert, seltener jagt sie auch in Siedlungsgebieten. Dabei gilt sie als wenig oder nicht lichtempfindlich und jagt auch an Straßenlaternen (BRINKMANN et al. 2012). Zum Beutespektrum zählen vorwiegend Zweiflügler, saisonal bedingt werden auch andere Fluginsekten gejagt.

Die Weibchen der Rauhautfledermaus treffen ab Ende April/Anfang Mai in den Wochenstuben ein. Im Regelfall bringen sie im Juni zwei Jungtiere zur Welt, welche ab Ende Juli flugfähig werden (DIETZ & KIEFER 2014). Nach der Auflösung der Wochenstuben beginnt die Paarungszeit, welche bis Anfang November andauert. Die Männchen der Rauhautfledermaus beziehen ihre Paarungsquartiere, in welche sie die Weibchen mittels Balzrufe locken. Paarungen finden in der Nähe der Wochenstuben, auf dem Herbstzug und in der Umgebung der Winterquartiere statt.

Zwischen den Sommer- und Winterquartieren der Rauhautfledermaus liegen oft enorme Entfernungen. Auf der Basis von Beobachtungen und Beringungsfunden belegen verschiedene Studien, dass die Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)* weite Strecken von 1.500 bis 2.000 km in einer Saison zurücklegt (HUTTERER et al. 2005, WALTER et al. 2007, BSH 2009). Damit gehört sie zu den Fernwanderern (HUTTERER et al. 2005), welche im Frühjahr und Herbst auch über die Ostsee ziehen (BSH 2009, SKIBA 2009).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007b) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf Fledermäuse z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007b, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern:

Deutschland:

Die Rauhautfledermaus ist in großen Teilen Europas weit verbreitet, hauptsächlich in Ost- und Mitteleuropa. In Deutschland wurde die Art in allen Bundesländern nachgewiesen (Abbildung 8). Saisonal bedingt ist sie in verschiedenen Regionen unterschiedlich stark vertreten. Im Nordosten ihres Verbreitungsgebietes liegen überwiegend die Reproduktionsgebiete, während sich die Überwinterungsgebiete weiter im Südwesten befinden. Gebiete mit Wochenstuben sind in Deutschland hauptsächlich in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg angesiedelt (BOYE & MEYER-CORDS 2004). Reproduktions- und Paarungsgebiete überschneiden sich in Nordostdeutschland und weiten sich von Mecklenburg-Vorpommern über die Uckermark, Brandenburg, Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt bis nach Bayern aus (DIETZ & KIEFER 2014). In Mittel- und Süddeutschland wird sie vor allem während der Zugzeit nachgewiesen (FIEDLER 1993). Die Rauhautfledermaus gehört zu den fernwandernden Fledermausarten, welche jede Saison weite Strecken von bis zu 2.000 km zurücklegen (PETERSONS 1990). Überwinterungsgebiete liegen vor allem in Südwestdeutschland.

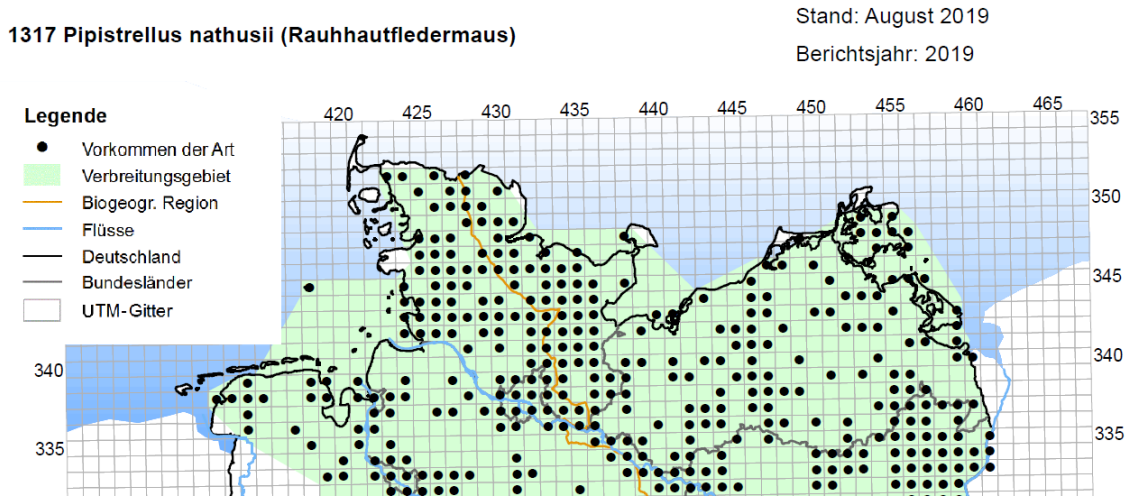


Abbildung 8: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Rauhautfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e)

Mecklenburg-Vorpommern:

Nach LABES et al. (1991) wird die Art für Mecklenburg-Vorpommern mit „verbreitet“ angegeben. In Mecklenburg-Vorpommern gilt die Rauhautfledermaus als die häufigste Waldfledermausart. Der Verbreitungsschwerpunkt befindet sich in gewässer- und feuchtgebietsreichen Waldgebieten mit hohem Alt- und Laubholzanteil“ (LFA M-V 2019i, Abbildung 9). Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019e) weist ein nach Norden über das Festland erweitertes Verbreitungsgebiet aus, das weite Teile der Mecklenburger Bucht umfasst und bis in die

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Boddengewässer der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst hineinreicht sowie die Küstengewässer Rügens und Usedoms mit einbezieht (Abbildung 9).

Die Verbreitungskarte für Vorpommern ab 1990 zeigt 23 Wochenstuben, die sich sämtlich in Fledermaus-Flachkästen befinden. Die tatsächliche Zahl der Wochenstuben dürfte höher liegen (GRIMMBERGER et al. 2020, vgl. Abbildung 10).

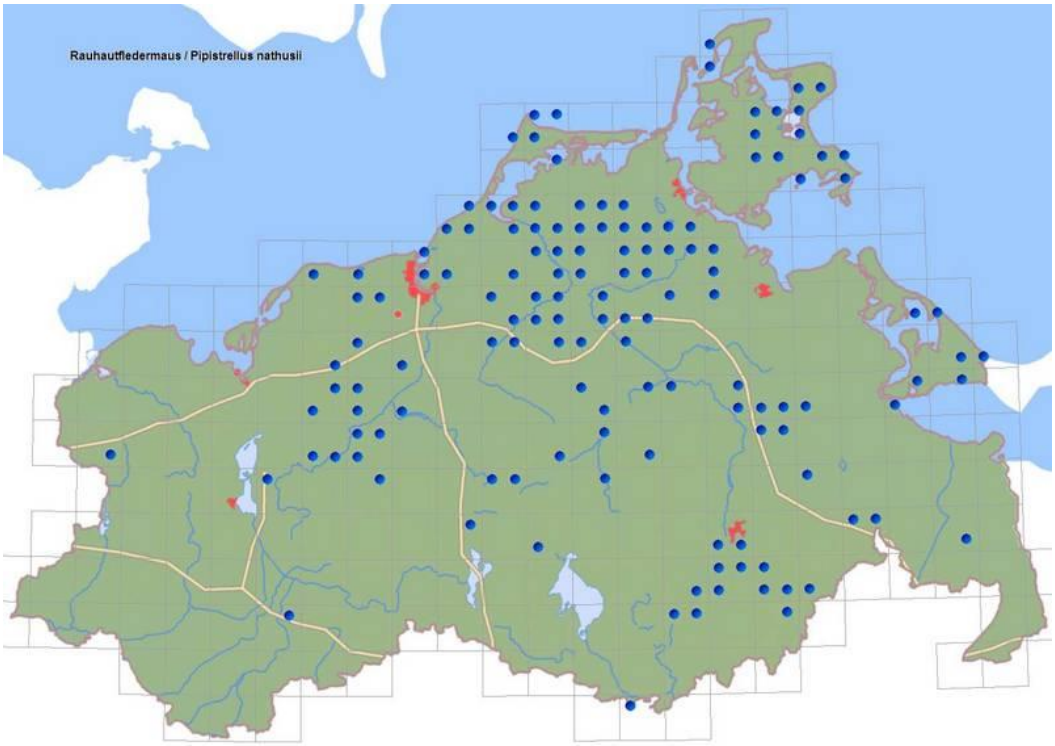


Abbildung 9: Verbreitungskarte der Rauhautfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019k)

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

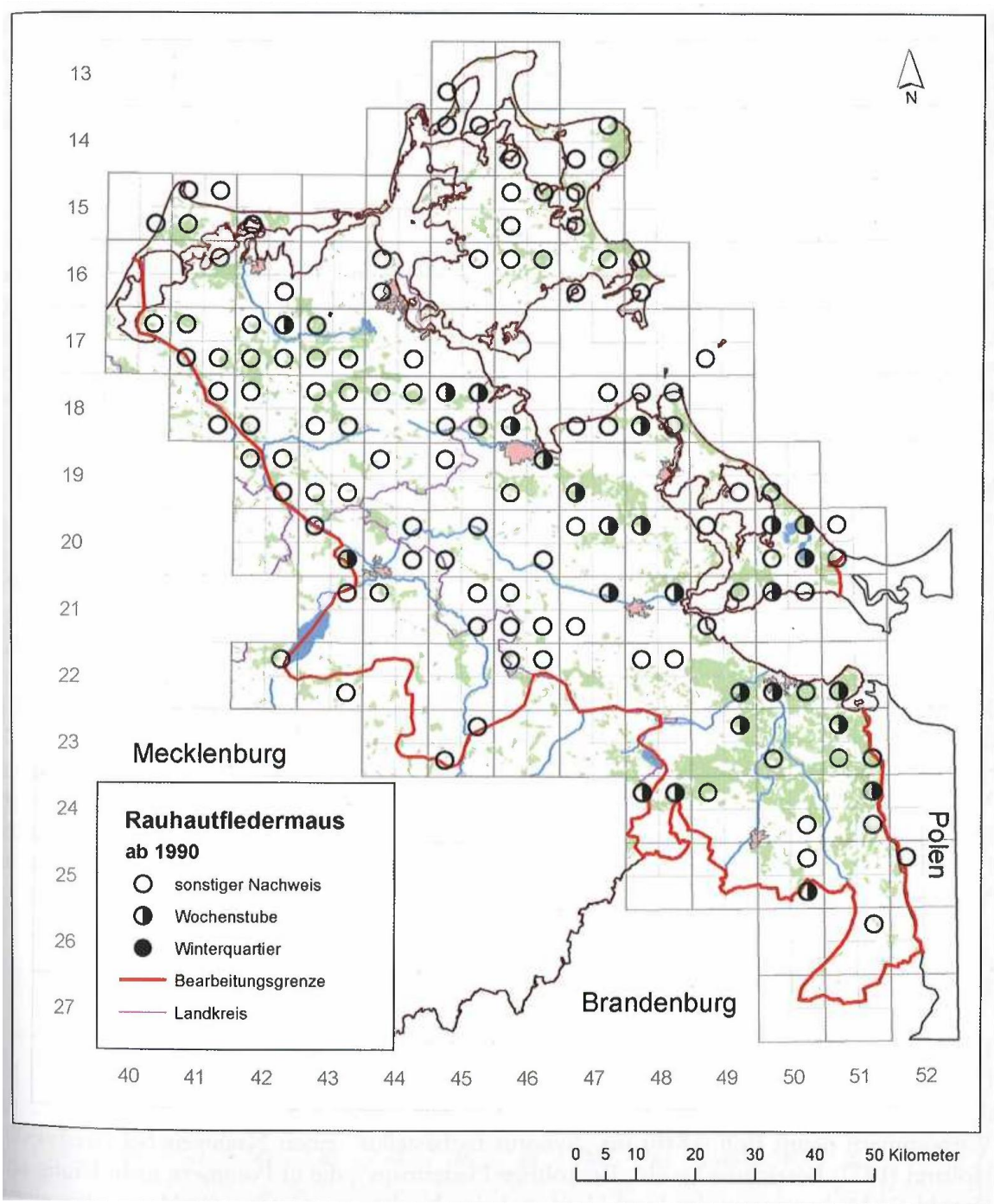


Abbildung 10: Nachweise der Rauhautfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Die Rauhautfledermaus war die am häufigsten nachgewiesene Fledermausart mit insgesamt 77 Kontakten (Erfassungszeiträume, Frühjahr 2014: 10, Herbst 2014: 15, Frühjahr 2016: 3, Herbst 2016: 13, Herbst 2023: 20, Frühjahr 2024: 5, Sommer 2024: 0, Herbst 2024: 11). Sie kam als einzige Art in allen sechs Untersuchungszeiträumen vor (IFAÖ 2025e)).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Im Erfassungszeitraum Herbst 2023 wurden die Rauhautfledermaus mit zwei Kontakten nachwiesen. Auch 2016 wurde die Rauhautfledermaus mit drei (Erfassungszeitraum Frühjahr) bzw. 13 Kontakten (Erfassungszeitraum Herbst) nachgewiesen. Zusätzlich gab es im Erfassungszeitraum Herbst 2023 noch zwei Kontakte aus der nyctaloiden Rufgruppe. Bei dieser Gruppe handelt es sich einen Zusammenschluss von verschiedenen Arten aus unterschiedlichen Gattungen, deren Rufparameter nicht eindeutig differenzierbar sind. Zu dieser Gruppe gehört auch die Rauhautfledermaus (IFAÖ 2025e).

Zudem sind Langstreckenflüge dieser Art über die Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009).

Bei aktuellen Untersuchungen zur Fledermausmigration über der Ostsee (Batmove) wurden im Jahr 2018 Rauhautfledermäuse an der Tonne DS-W (ca. 25 km nördlich des Darßer Orts) nachgewiesen (SEEBENS-HOYER et al. 2021).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Ziehende Rauhautfledermäuse fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und durchfliegen die Rotorebene allenfalls in geringen Anteilen. Die Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist dadurch gering.

Zu beachten ist aber, dass offenbar besonders die größeren Offshore-Strukturen umflogen und erkundet werden. Eine der Hypothesen des Forschungsvorhabens Batmove, dass an größeren

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Offshore-Strukturen Erkundungsverhalten stattfindet, kann anhand der im Rahmen des Batmove-Projektes bislang ausgewerteten Daten bestätigt werden, denn: Pro Individuum treten mehr besetzte Minutenintervalle an größeren und strukturreichen Offshore-Standorten als an kleinen, eher strukturarmen und unauffälligen Untersuchungsstandorten auf (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Dies steht im Einklang mit akustischen Nachweisen an OWEA, die auf Erkundungsverhalten schließen lassen (BRABANT et al. 2019).

Die aus akustischen Aktivitätsdaten errechneten Individuenzahlen des Forschungsvorhabens Batmove weisen nicht auf Konzentrationsräume im Frühjahr hin (SEEBENS-HOYER et al. 2021, Kap. 4). Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Rauhautfledermaus als gering eingeschätzt. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen. Aus dem Ergebnis der Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet neben einer geringen Zugaktivität auch Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Rauhautfledermäuse stattfinden. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen in der Regel nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich zu erwarten. Auf Individuenebene sind Kollisionen nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Ferner können die Tiere als Folge des entstehenden Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ein Barotraumata erleiden.

An Land fliegen Rauhautfledermäuse bei der Futtersuche dabei auf Höhen zwischen 1-20 m, nach anderen Quellen aber auch >25 m und oberhalb des Kronendaches. Während der Wanderung an Land fliegen sie in Höhen von 30-50 m. Fledermausarten, die im freien Luftraum fliegen und jagen (Luftjäger) sind einem hohen Risiko einer Kollision mit Windkraftanlagen ausgesetzt (BAS et al. 2014 in RODRIGUES et al. 2014). Einige dieser Arten wandern auch lange Strecken in großer Höhe, was das Kollisionsrisiko ebenfalls erhöht (z.B. *N. noctula*, *P. nathusii*). Für die Gattung Pipistrellus wird an Land ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten angegeben (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.7), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit C.7 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Die Rauhautfledermaus gilt als Licht nutzende Art

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

(BRINKMANN et al. 2012). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Rauhautfledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten nur ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Rauhautfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind aufgrund der geringen nachgewiesenen Individuenzahlen und der niedrigen Flugaktivität der Rauhautfledermaus (obwohl es sich hierbei um die am häufigsten nachgewiesene Art handelt) nicht erforderlich.

Um den vorhandenen Kenntnislücken im Offshorebereich Rechnung zu tragen, wurde mit der Genehmigung vom 05.03.2024 für Fledermäuse ein zusätzliches Monitoring festgeschrieben, welches die Fledermauspräsenz im Gondelbereich für mindestens zwei Jahre nach Inbetriebnahme untersuchen soll (StALU VP 2024).

Das Konzept für das Monitoring von Fledermäusen (BioConsult SH 2025b) während des Betriebs dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext.

Sollte eine solche signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos vorliegen und mehr als 2 Individuen pro Anlage und Jahr kollidieren, so kann das vorliegende Erfassungsprogramm dazu genutzt werden, Kriterien zu entwickeln, um über geeignete Mitigationsmaßnahmen (zeitweise Abschaltung) das Risiko wieder so weit zu senken, dass eine Gefährdung von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann (BioConsult SH 2025b).

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein
☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

„Erhebliche Störungen“ während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich die Tiere während dieser Lebensphasen an Land aufhalten. Lediglich während der „Wanderungszeiten“ sind „erhebliche Störungen“ zu diskutieren.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (Rydell et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art entstehen.

Es ist nicht ausgeschlossen, dass im Vorhabengebiet Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges der Rauhautfledermaus sind nicht anzunehmen, da die Rauhautfledermaus Wälder und Waldränder in der Nähe von Gewässern als Jagdhabitat präferiert, sodass das Vorhabengebiet „Gennaker“ nicht unmittelbar in Frage kommt.

Allerdings gilt die Rauhautfledermaus als Langstreckenzieher (Hutterer et al. 2005), die auch über die Ostsee zieht (Ahlén et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit möglich ist. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*

Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Da die Rauhautfledermaus zudem als wenig oder nicht lichtempfindlich gilt (BRINKMANN et al. 2012), ist trotz einer möglichen Anlockwirkung durch Licht von den Schiffen und den OWEA von keiner erheblichen Störung auszugehen. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Rauhautfledermäusen werden daher ausgeschlossen.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ ist aus fachgutachtlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen nicht erkennbar. Die Störung eines oder weniger überfliegender Exemplare wird sich keinesfalls auf Populationsebene auswirken.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Rauhautfledermaus *(Pipistrellus nathusii)*
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.2 Zwergfledermaus

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*		
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**	**Erhaltungszustand**
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. G RL Vorpommern Kat. 4 RL M-V Kat. * RL Deutschland	FV (günstig) M-V FV (günstig) BRD
Bestandsdarstellung		
Kurzbeschreibung der Biologie Zwergfledermäuse *(Pipistrellus pipistrellus)* sind nachtaktive Tiere und verlassen ihr Quartier kurz nach Sonnenuntergang. Als typische Spaltenbewohner und Kulturfolger sind sie vor allem an Gebäuden anzutreffen. Ihre Quartiere befinden sich hinter Schiefer- und Eternitverkleidungen, Verschalungen, Zwischendächern, Hohlblockmauern und sonstigen kleinen Spalten an der Außenseite von Gebäuden (SIMON et al. 2004). Als Jagdgebiete bevorzugt die Art Bereiche entlang von Vegetationsstrukturen, vor allem Waldränder, Hecken und bewachsene Uferbereiche (SIMON et al. 2004). In Siedlungsbereichen jagt sie auch an Straßenlampen. Die Hauptnahrung der Zwergfledermäuse besteht aus Zweiflüglern und weiteren Fluginsekten bis zu einer Größe von 10 mm (BARLOW 1997). Von April bis August bilden meist 50-100 Weibchen der Zwergfledermaus Wochenstubenkolonien (EICHSTÄDT & BASSUS 1995). Wochenstubenverbände wechseln durchschnittlich alle 12 Tage ihr Quartier. Im Zeitraum von Juni bis Anfang Juli werden 1-2 Jungtiere geboren, welche ab Ende Juli bereits flügge werden (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Hauptpaarungszeit beginnt Ende August und reicht bis in den September. In dieser Zeit besetzen die Männchen der Zwergfledermaus Balzquartiere, in welche sie die Weibchen mittels Sozialrufe locken. Paarungen erfolgen teilweise sogar im Winterquartier oder direkt nach Beendigung des Winterschlafs (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998). Die Zwergfledermaus hält i.d.R. zwischen November und März/April Winterschlaf. Dafür sucht sie kalte unterirdische Höhlen, Keller, Bunkeranlagen oder ähnliches auf, in welchen sie Verstecke in engen Spalten bezieht. Gelegentlich sind Flugaktivitäten auch während des ganzen Winters zu beobachten (SIMON & KUGELSCHAFTER 1999, SENDOR et al. 2000). Es gibt Hinweise, dass Zwergfledermäuse Wanderungen über weite Distanzen vornehmen.		

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

Die längste bekannte Flugdistanz beträgt 1.123 km (HUTTERER et al. 2005). Als Langstreckenzieher wurden sie dabei auch über der offenen See nachgewiesen (AHLÉN et al 2009).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit OWEA allgemein kann nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf Fledermäuse z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Das Verbreitungsgebiet der Zwergfledermaus umfasst große Teile Europas mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa. Die Zwergfledermaus ist nach BOYE et al. (1999) die in Deutschland am häufigsten erfasste Fledermausart. Die Art kommt bundesweit vor, hier ist sie besonders im Siedlungsbereich z. T. zahlreich (PETERSEN et al. 2004). Sie kommt in Deutschland ganzjährig und weit verbreitet vor (BSH 2009, WALTER et al. 2007, Abbildung 11).

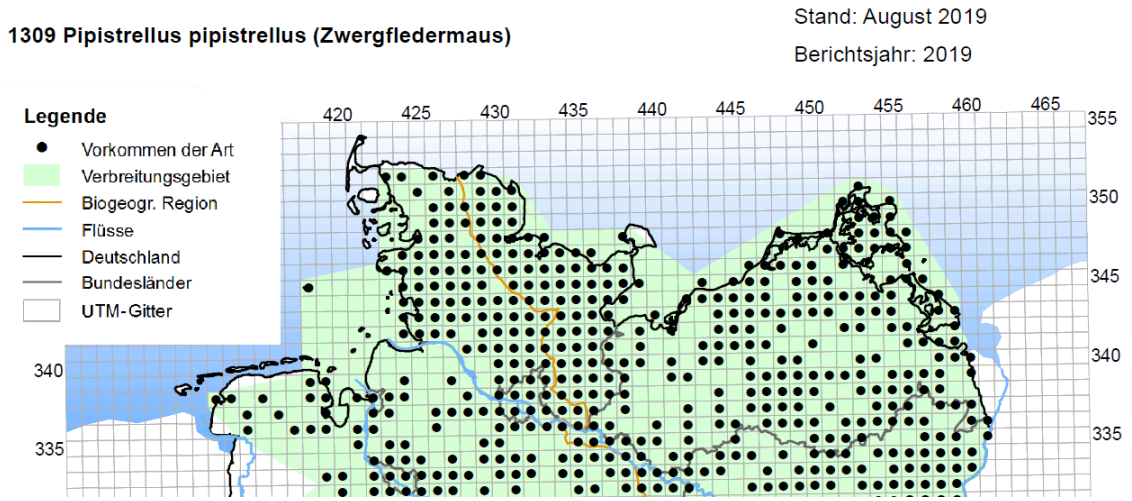


Abbildung 11: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Zwergfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e)

Mecklenburg-Vorpommern:

Die Zwergfledermaus ist in Mecklenburg-Vorpommern die Art mit der höchsten Bestandsdichte (LFA M-V 2019o, Abbildung 12) und die häufigste Fledermausart. Nach LABES et al. (1991) wird die Art für Mecklenburg-Vorpommern mit „verbreitet“ angegeben. Die Verbreitungskarte im Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019e) bestätigt eine großräumige Verbreitung mit einem nach Norden über Nord- und Ostsee erweiterten Verbreitungsgebiet, das weite Teile der Mecklenburger

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

Bucht umfasst und bis in die Boddengewässer der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst hineinreicht sowie die Küstengewässer Rügens und Usedoms mit einbezieht (Abbildung 11).

Die jetzige Verbreitungskarte für Vorpommern ab 1990 zeigt mit 19 Wochenstuben, 12 Winterquartieren, und einer Vielzahl sonstiger Nachweise, dass die Zwergfledermaus nach wie vor in Vorpommern flächendeckend verbreitet ist (GRIMMBERGER et al. 2020, vgl. Abbildung 13).

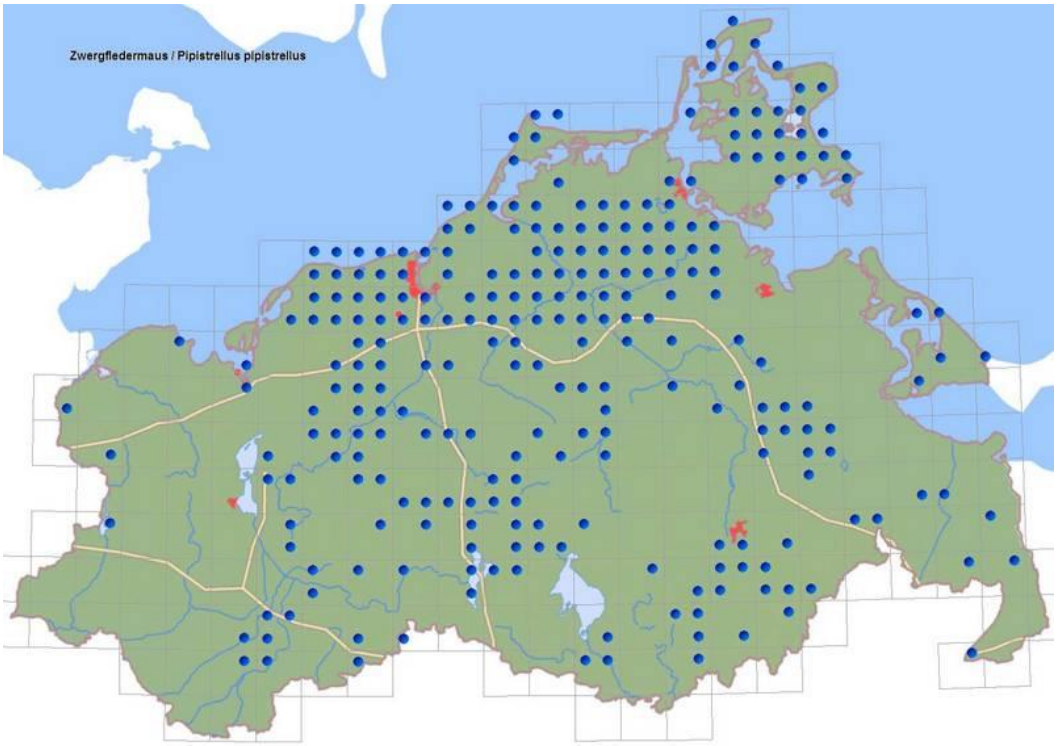


Abbildung 12: Verbreitungskarte der Zwergfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019o)

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

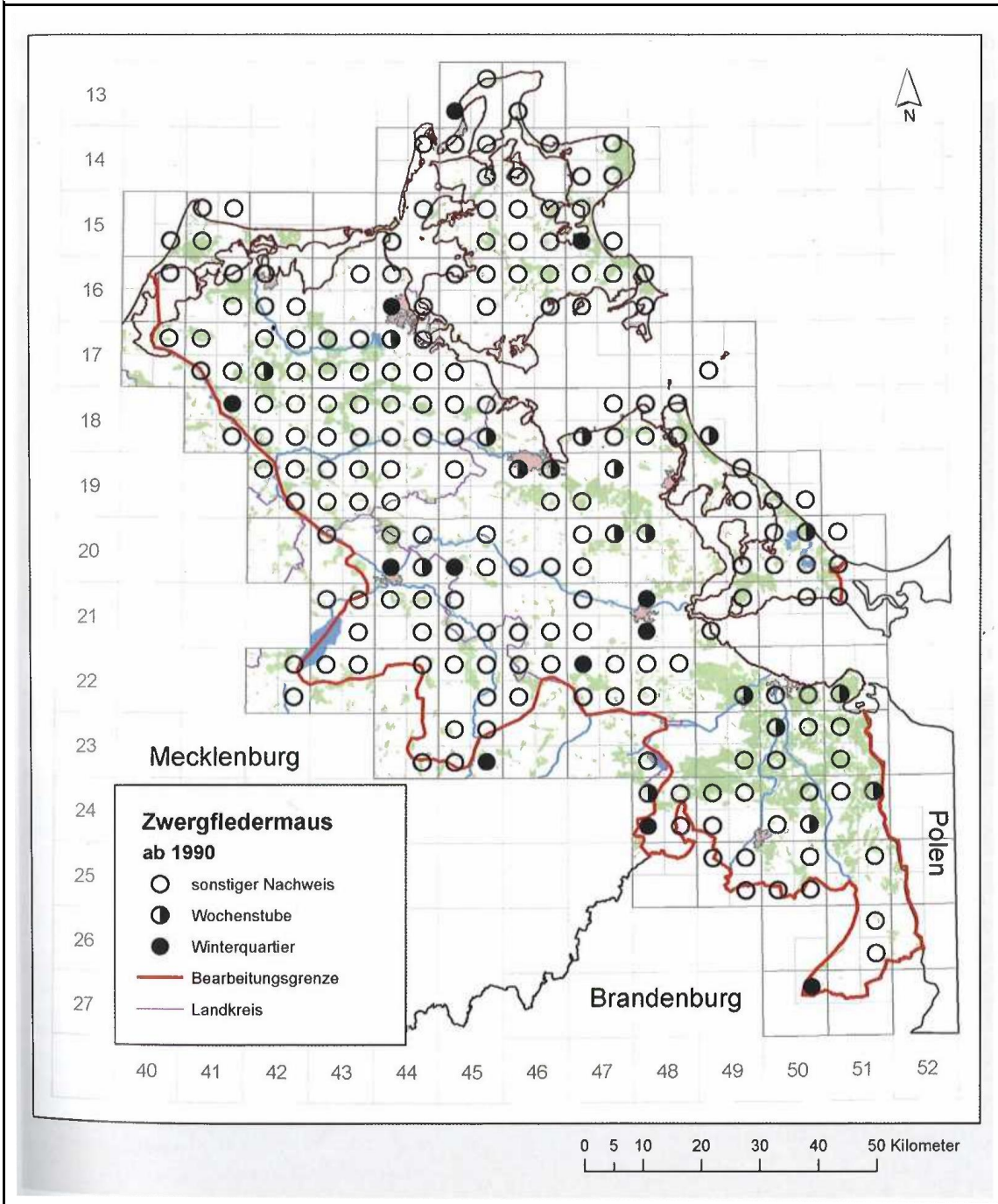


Abbildung 13: Nachweise der Zwergfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum
☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden zwei Kontakte im Erfassungszeitraum Herbst 2014 und vier Kontakte der Zwergfledermaus im Erfassungszeitraum Frühjahr 2016 nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zudem sind Langstreckenflüge der Art über die Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden 2023/24 keine Kontakte der Zwergfledermaus nachgewiesen. 2016 gab es dagegen vier Kontakte im Erfassungszeitraum Frühjahr (IFAÖ 2025e).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Ziehende Zwergfledermäuse fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und könnten die Rotorebene allenfalls in geringen Anteilen durchfliegen. Die Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist demnach gering.

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Zwergfledermaus als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen. Aus dem Ergebnis der projektspezifischen Untersuchungskampagne lässt sich jedoch ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet neben einer geringen Zugaktivität auch Nahrungsflüge stationär lebender Zwergfledermäuse stattfinden. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen in der Regel nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich (vgl. RODRIGUES et al. 2014) zu erwarten. Auf Individuenebene sind Kollisionen nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

(2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Als Freiluftjäger haben *Pipistrellus*-Arten dabei ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (IV. 8), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit C.8 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt macht die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Die Zwergfledermaus gehört zu jenen Arten, die gezielt an Lichtquellen jagen (RYDELL & RACEY 1995). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Zwergfledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/sec. vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten nur ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Zwergfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?
☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind aufgrund der geringen nachgewiesenen Individuenzahlen und der niedrigen Flugaktivität der Zwergfledermaus nicht erforderlich.

Um den vorhandenen Kenntnislücken im Offshorebereich Rechnung zu tragen, wurde mit der Genehmigung vom 05.03.2024 für Fledermäuse ein zusätzliches Monitoring festgeschrieben, welches die Fledermauspräsenz im Gondelbereich für mindestens zwei Jahre nach Inbetriebnahme untersuchen soll (StALU VP 2024).

Das Konzept für das Monitoring von Fledermäusen (BioConsult SH 2025b) während des Betriebs dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext.

Sollte eine solche signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos vorliegen und mehr als 2 Individuen pro Anlage und Jahr kollidieren, so kann das vorliegende Erfassungsprogramm dazu genutzt werden, Kriterien zu entwickeln, um über geeignete Mitigationsmaßnahmen (zeitweise Abschaltung) das Risiko wieder so weit zu senken, dass eine Gefährdung von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann (BioConsult SH 2025b).

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges der Zwergfledermaus sind allerdings nicht zu erwarten, da die Zwergfledermaus entlang von Vegetationsstrukturen, vor allem an Waldränder, Hecken und bewachsenen Uferbereichen jagt (SIMON et al. 2004), sodass das Vorhabengebiet „Gennaker“ als Jagdgebiet nicht in Frage kommt.

Die Zwergfledermaus gilt als Langstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), die auch über die Ostsee zieht (AHLÉN et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit möglich ist. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Da die Zwergfledermaus als wenig oder nicht lichtempfindlich gilt und gezielt an Lichtquellen jagt (RYDELL & RACEY 1995)), ist trotz einer möglichen Anlockwirkung durch Licht von den OWEA und den Schiffen von keiner erheblichen Störung auszugehen. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Zwergfledermäusen werden daher ausgeschlossen.

Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ ist aus fachgutachtlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen nicht erkennbar. Die Störung eines oder weniger überfliegender Exemplare wird sich keinesfalls auf Populationsebene auswirken.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

Zwergfledermaus *(Pipistrellus pipistrellus)*
(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen) ☐ ja ☒ nein Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück? ☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.3 Mückenfledermaus

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. G RL Vorpommern Kat. - RL M-V Kat. * RL Deutschland	unbekannt M-V FV (günstig) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Mückenfledermaus ist eine sehr kleine Art. Sie ist stärker auf wassernahe Lebensräume angewiesen als die sehr ähnliche Zwergfledermaus (DIETZ et al. 2007, BRAUN & HÄUSSLER 1999). Insbesondere während der Trächtigkeit und Jungenaufzucht zwischen Juni und Juli werden naturnahe gehölzbestandene Feuchtbiotope als Jagdreviere genutzt. Außerhalb dieser Zeit ist die Vielfalt der Jagdgebiete höher.

Die Quartiere der Mückenfledermaus liegen an und in Gebäuden, bspw. in Außenverkleidungen, Hohlwänden und Zwischendächern (BRAUN & HÄUSSLER 1999), sowie Baumhöhlen und Fledermauskästen (BLOHM & HEISE 2005). Die Wochenstuben können sehr individuenreich sein (DIETZ et al. 2007). Auf Usedom konnten inklusive der Jungtiere 1.500 Tiere in einer Wochenstube gezählt werden (BERG & WACHLIN 2010e). Zum Migrationsverhalten der Art gibt es unterschiedliche Angaben. Es sind zum einen Populationen bekannt, die in den Gebieten ihrer Sommerquartiere bleiben, und zum anderen wurden besonders im östlichen Verbreitungsgebiet Migrationsereignisse der Art beschrieben (BRAUN & HÄUSSLER 1999, HÄUSSLER et al. 1999). In PETERSEN et al. (2004) wird beispielsweise mitgeteilt, dass saisonale Wanderungen oder Habitatwechsel für diese Art bisher nicht nachgewiesen wurden. Andererseits gibt es Hinweise, dass die Mückenfledermaus in Mitteleuropa ausgeprägtere saisonale Wanderungen durchführt als die Zwergfledermaus (VON HELVERSEN & HOLDERIED 2003). Nachweise erfolgten dabei auch über der offenen See (AHLÉN et al 2009, SEEBENS-HOYER et al. 2021).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit OWEA allgemein kann nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben eine anziehende Wirkung auf Fledermäuse z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, ROELEKE et al. 2016, CRYAN et al. 2014, RYDELL et al. 2010b). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Das Verbreitungsgebiet der Mückenfledermaus erstreckt sich über weite Teile Europas ohne größere Verbreitungslücken (vgl. MAYER & VON HELVERSEN 2001). Nach heutigem Kenntnisstand ist die Art in ganz Deutschland verbreitet (Abbildung 14). Aufgrund der erst relativ jungen Differenzierung von Mücken- und Zwergfledermaus fehlt für die meisten Bereiche eine detaillierte Kenntnis der wirklichen Verbreitung.

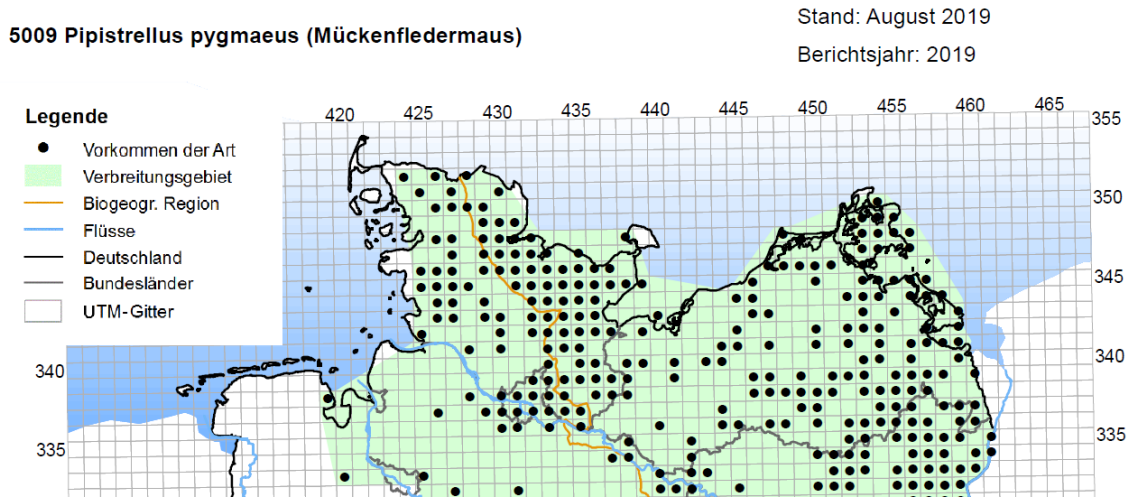


Abbildung 14: Kombinierte Vorkommens - und Verbreitungskarte der Mückenfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e)

Mecklenburg-Vorpommern:

Es sind zahlreiche Vorkommen der Art in Mecklenburg-Vorpommern bekannt. Der LFA M-V (2019i) gibt eine flächige Verbreitung mit allerdings starken Unterschieden in der Bestandsdichte an. Der Verbreitungsschwerpunkt befindet sich demnach in gewässer- und feuchtgebietsreichen Waldgebieten mit hohem Alt- und Laubholzanteil (Abbildung 15). Die Verbreitungskarte im Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019e) weist ein nach Norden über das Festland erweitertes Verbreitungsgebiet aus, das weite Teile der in der Mecklenburger Bucht gelegenen (Halb-)Inseln umfasst (Abbildung 14).

Während vor etwa 20 Jahren in Vorpommern in Waldhabitaten eindeutig die Rauhautfledermaus dominierte, hat sich in der folgenden Zeit dieses Verhältnis stark zugunsten der Mückenfledermaus verschoben. Aktuell ist die Mückenfledermaus in Vorpommern mäßig häufig und flächendeckend verbreitet (GRIMMBERGER et al. 2020, vgl. Abbildung 16).

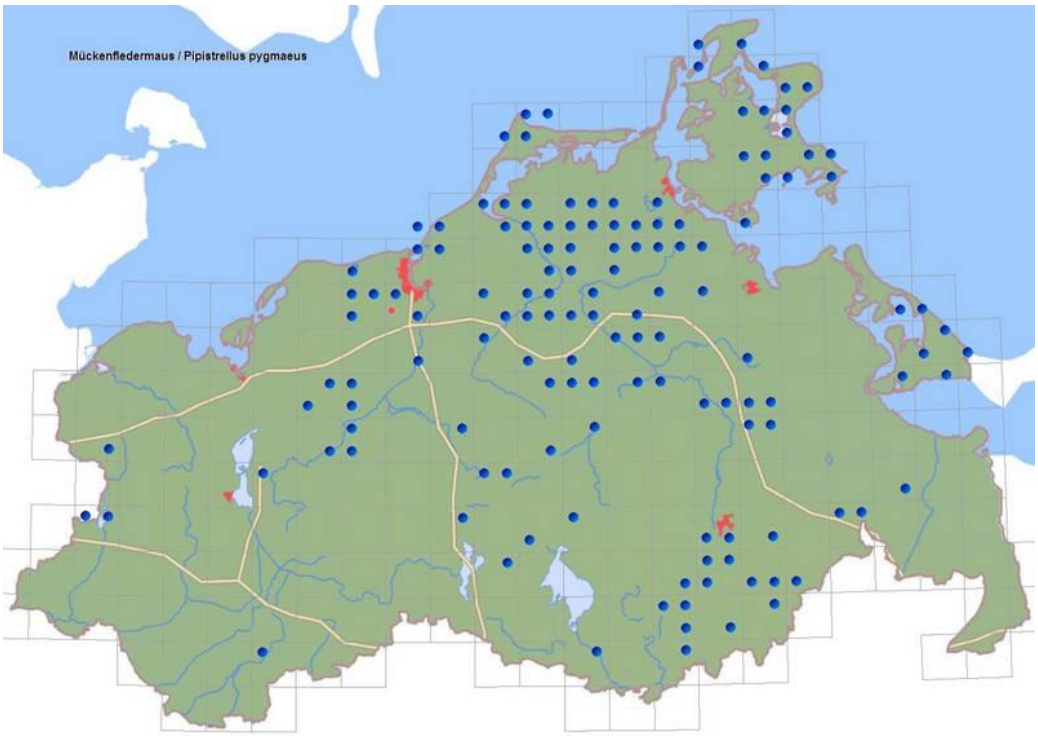


Abbildung 15: Verbreitungskarte der Mückenfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019i)

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

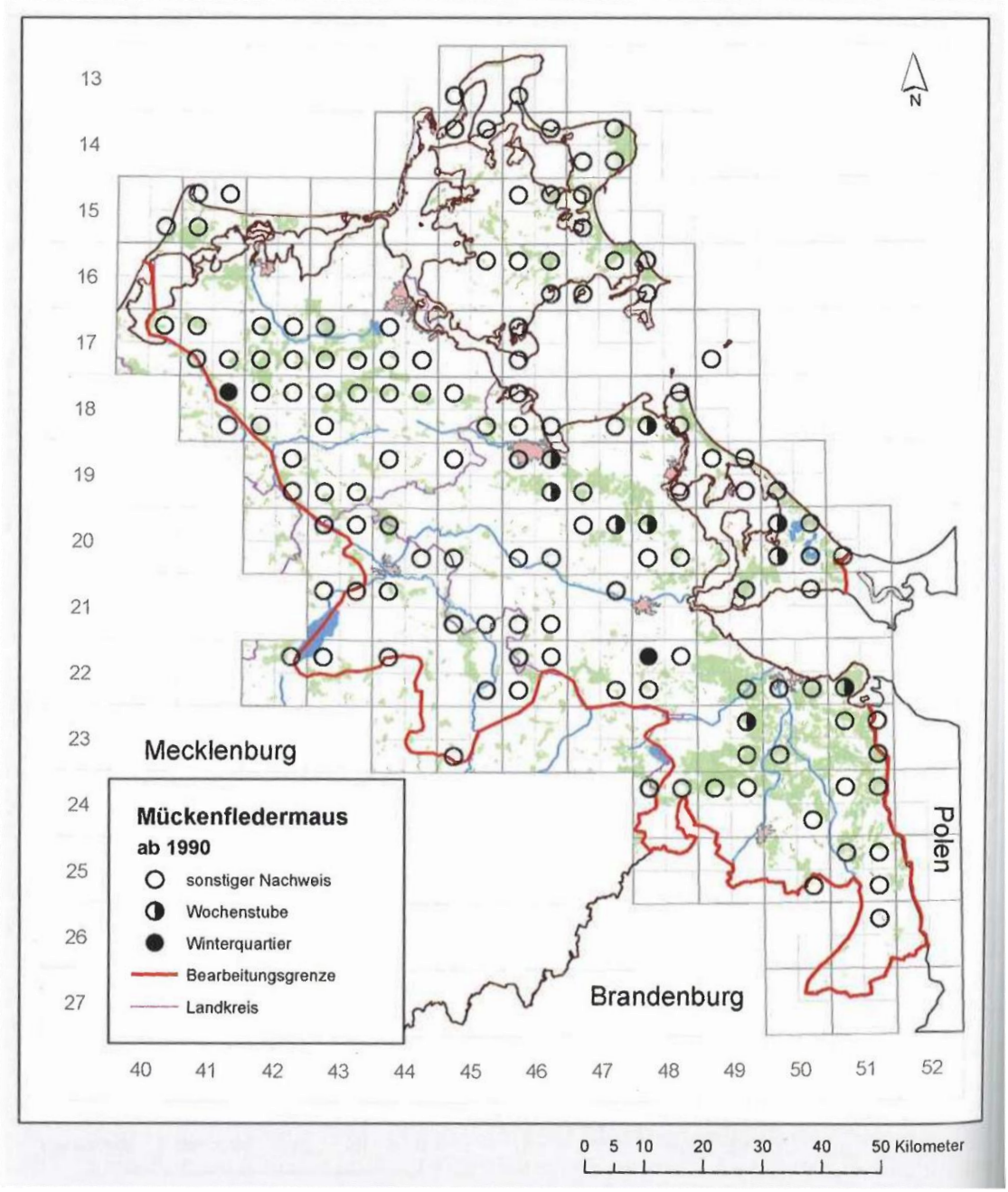


Abbildung 16: Nachweise der Mückenfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020

Vorkommen im Untersuchungsraum
☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden insgesamt 63 Kontakte (Erfassungszeiträume, Frühjahr 2016: 2, Herbst 2016: 3, Herbst 2023: 1, Frühjahr 2024: 0, Sommer 2024: 4, Herbst 2024: 53) der Mückenfledermaus nachgewiesen. Im Herbst 2024 war sie damit die am häufigsten nachgewiesene Art (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden 2023/24 keine Kontakte der Mückenfledermaus nachgewiesen. 2016 gab es dagegen zwei (Erfassungszeitraum Frühjahr) bzw. drei (Erfassungszeitraum Herbst) Kontakte (IFAÖ 2025e).

Bei aktuellen Untersuchungen zur Fledermausmigration über der Ostsee (Batmove) wurden im Jahr 2018 Mückenfledermäuse an der Tonne DS-W (ca. 25 km nördlich des Darßer Orts) nachgewiesen (SEEBENS-HOYER et al. 2021).

Zudem sind Langstreckenflüge über die Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Ziehende Mückenfledermäuse fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und können die Rotorebene allenfalls in geringen Anteilen durchfliegen. Die Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist demnach gering.

Laut SKIBA (2007) und den schwedischen Studien AHLÉN et al. (2009) werden Fledermäuse durch Insekten an den OWEA und durch die Anlagen selbst angelockt, um dort ihre Beute zu jagen und vermutlich auch ausruhen zu können. Dabei können sie durch Nachlaufströmungen und Turbulenzen mit dem Turm kollidieren bzw. direkt von Rotorblättern erfasst werden. Ferner können die Tiere als Folge des entstehenden Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ein Barotrauma erleiden.

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Mückenfledermaus als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen. Aus dem Ergebnis der Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet neben einer geringen Zugaktivität auch Nahrungsflüge stationär lebender Mückenfledermäuse stattfinden. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen in der Regel nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich (vgl. RODRIGUES et al. 2014) zu erwarten. Auf Individuenebene sind Kollisionen nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Als Freiluftjäger haben Pipistrellus-Arten dabei ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.7), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit C.7 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Die Mückenfledermaus gehört nicht zu den lichtscheuen Arten (BRINKMANN et al. 2012). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Mückenfledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Mückenfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer; die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind aufgrund der geringen nachgewiesenen Individuenzahlen der Mückenfledermaus im Rahmen der Untersuchungen zum Vorhaben und wegen der niedrigen Flugaktivität nicht erforderlich.

Um den vorhandenen Kenntnislücken im Offshorebereich Rechnung zu tragen, wurde mit der Genehmigung vom 05.03.2024 für Fledermäuse ein zusätzliches Monitoring festgeschrieben, welches die Fledermauspräsenz im Gondelbereich für mindestens zwei Jahre nach Inbetriebnahme untersuchen soll (StALU VP 2024).

Das Konzept für das Monitoring von Fledermäusen (BioConsult SH 2025b) während des Betriebs dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext.

Sollte eine solche signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos vorliegen und mehr als 2 Individuen pro Anlage und Jahr kollidieren, so kann das vorliegende Erfassungsprogramm dazu genutzt werden, Kriterien zu entwickeln, um über geeignete Mitigationsmaßnahmen (zeitweise Abschaltung) das Risiko wieder so weit zu senken, dass eine Gefährdung von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann (BioConsult SH 2025b).

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein
☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges sind allerdings nicht anzunehmen, da die Mückenfledermaus insbesondere naturnahe gehölzbestandene Feuchtbiotope als Jagdrevier nutzt, sodass das Vorhabengebiet „Gennaker“ nicht in Frage kommt.

Bezüglich ihres Wanderungsverhaltens gibt es unterschiedliche Angaben, wobei die Mückenfledemaus auch als Langstreckenzieher über der offenen See nachgewiesen wurde (AHLÉN et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit möglich ist. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Da die Mückenfledermaus zudem als wenig oder nicht lichtempfindlich gilt (BRINKMANN et al. 2012), ist trotz einer möglichen Anlockwirkung durch Licht von den Schiffen und den OWEA von keiner erheblichen Störung auszugehen. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Mückenfledermäusen werden daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Mückenfledermaus *(Pipistrellus pygmaeus)*

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.4 Großer Abendsegler

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 3 RL Vorpommern Kat. 3 RL M-V Kat. V RL Deutschland	U1 (ungünstig) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Quartiere des Großen Abendseglers befinden sich vor allem in Wäldern, wo sowohl im Sommer als auch im Winter häufig Baumhöhlen, bevorzugt alte Spechthöhlen, genutzt werden (KRONWITTER 1988). Neben Baumhöhlen werden Fledermauskästen oder Gebäude, in Südeuropa auch Höhlen, als Wochenstuben (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998) und Winterquartiere aufgesucht.

Der Große Abendsegler gilt als wanderfreudig und ist laut BSH (2008) als Langstreckenzieher bekannt. Auf der Basis von Beobachtungen und Beringungsfunden belegen verschiedene Studien, dass der Große Abendsegler *(Nyctalus noctula)* weite Strecken von 1.500 bis 2.000 km in einer Saison zurücklegt (HUTTERER et al. 2005; WALTER ET AL. 2007, BSH 2009). Damit gehört er zu den Fernwanderern (HUTTERER et al. 2005), welche im Frühjahr und Herbst auch über die Ostsee ziehen (BSH 2009, SKIBA 2009). Ab Anfang bis Mitte November beginnt der Einflug in die Winterquartiere (MEISE 1951). Dabei erreichen auch Tiere aus Schweden die deutschen Überwinterungsmöglichkeiten. Die Rückkehr in die norddeutschen Wochenstubenquartiere erfolgt bei wandernden Individuen im April und Mai. Zwischen Ende Mai und Mitte Juni werden die Jungen geboren.

Die Jagdgebiete des Großen Abendseglers umfassen ein breites Spektrum an Habitaten, wobei die Tiere sowohl über dem Kronendach von Wäldern als auch auf abgemähten Flächen, in Parks oder über Gewässern jagen. Nadelwälder sind dabei als Jagdgebiete eher unterrepräsentiert. Die Jagdgebiete liegen i.d.R. bis zu 2,5 km von den Quartieren entfernt und werden bei hoher Insektendichte regelmäßig abgesucht (KRONWITTER 1988). Einzeltiere suchen jedoch auch bis zu 26 km von den Wochenstuben/Quartieren entfernte Räume auf (GEBHARDT & BOGDANOWICZ 2004) DIETZ et al. (2007) geben sogar an, dass definierte Jagdbereiche gar nicht bestehen und die Tiere mehr oder weniger umherschweifen. Dabei gehört der Große Abendsegler zu jenen Arten, die das Licht gezielt zur Jagd nutzen (STONE et al. 2015).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit OWEA allgemein kann nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf Fledermäuse z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

In Deutschland kommt der Große Abendsegler bundesweit (Abbildung 17) sowohl im Sommer als auch im Winter vor, allerdings führen die Wanderungen zu jahreszeitlichen Unterschieden. Während in Süddeutschland vor allem Sommerquartiere von Männchen sowie Winterquartiere bekannt sind, befindet sich der Reproduktionsschwerpunkt der Art in Nordostdeutschland (HEISE 1985, SCHMIDT 1988, GLOZA et al. 2001). Von dort ziehen die Tiere nach Auflösung der Wochenstuben in südöstlicher Richtung und werden in Süddeutschland, der Schweiz oder Südfrankreich im Winterquartier wieder gefunden (BOYE et al. 1999, BSH 2008). Aufgrund der geografischen Lage kommt Deutschland somit eine besondere Bedeutung als Durchzugs-, Paarungs- und Überwinterungsgebiet für den Abendsegler zu (BOYE et al. 1999).

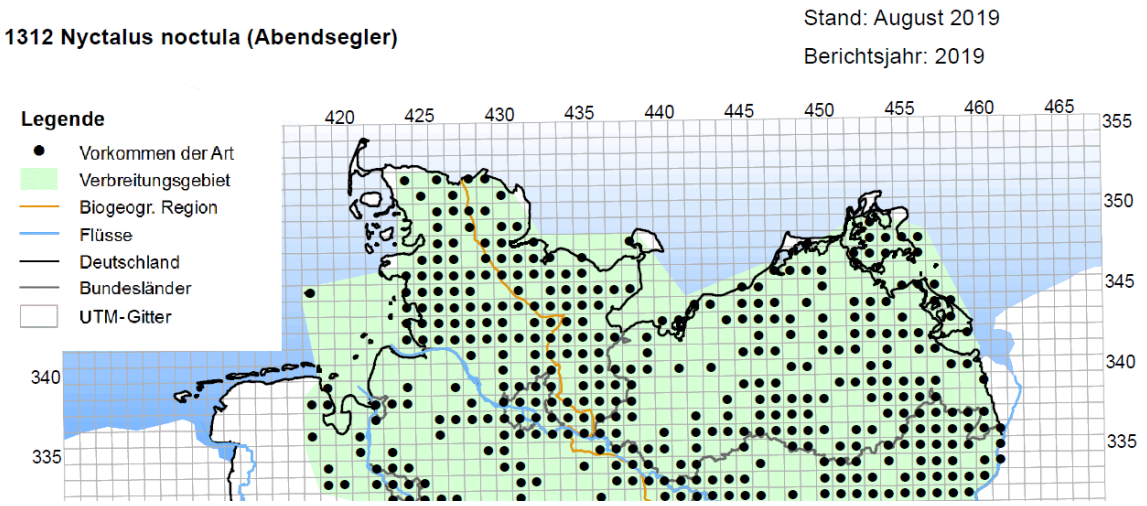


Abbildung 17: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Großen Abendseglers nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

Nach LABES et al. (1991) ist der Große Abendsegler in Mecklenburg-Vorpommern flächendeckend verbreitet, allerdings werden regional in M-V niedrige Bestände angegeben. Der LFA M-V weist auf fehlende sichere Quartiernachweise hin, sieht aber Verbreitungsschwerpunkte in gewässer- und feuchtgebietsreichen Waldgebieten mit hohem Alt- und Laubholzanteil (Abbildung 18). „Überwinterungen wurden vor allem in küstennahen, altholzreichen Wäldern nachgewiesen. Aber auch exponierte Gebäude werden zunehmend zur Überwinterung genutzt“ (LFA M-V 2019a). Die Verbreitungskarte im Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019d) weist ein nach Norden über das Festland erweitertes Verbreitungsgebiet aus, das weite Teile der Mecklenburger Bucht umfasst (Abbildung 17).

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

Die jetzige Verbreitungskarte für Vorpommern zeigt 24 Wochenstuben, drei Winterquartiere sowie eine Vielzahl sonstiger Funde (GRIMMBERGER et al. 2020, vgl. Abbildung 19).

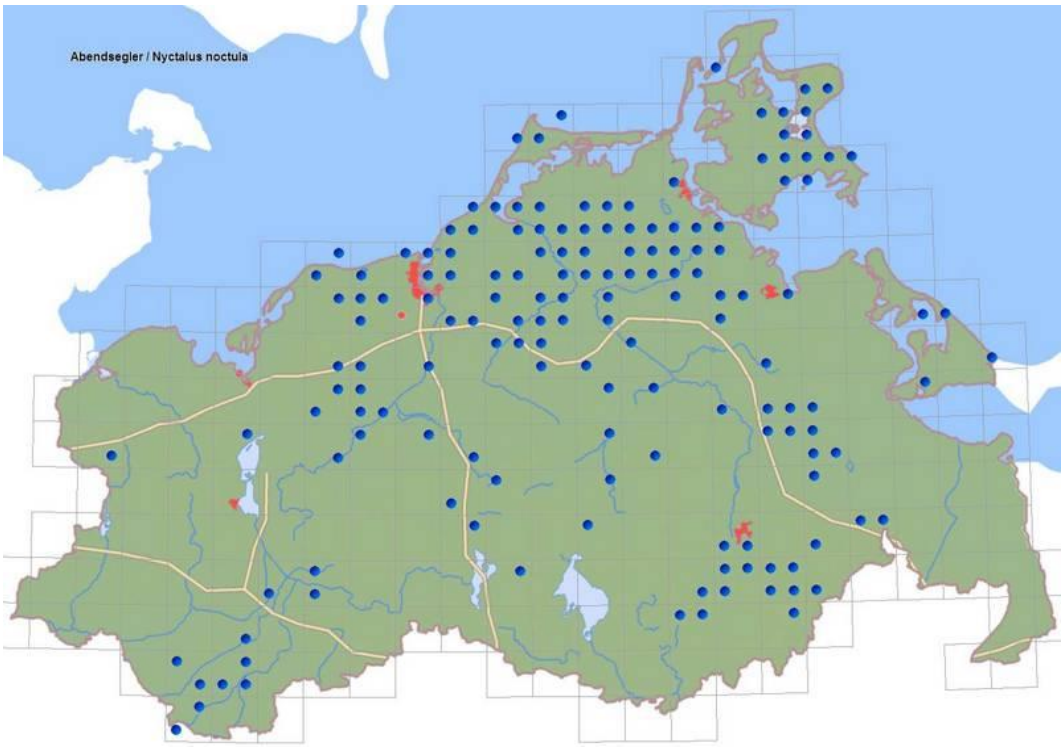


Abbildung 18: Verbreitungskarte des Großen Abendseglers in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019a)

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

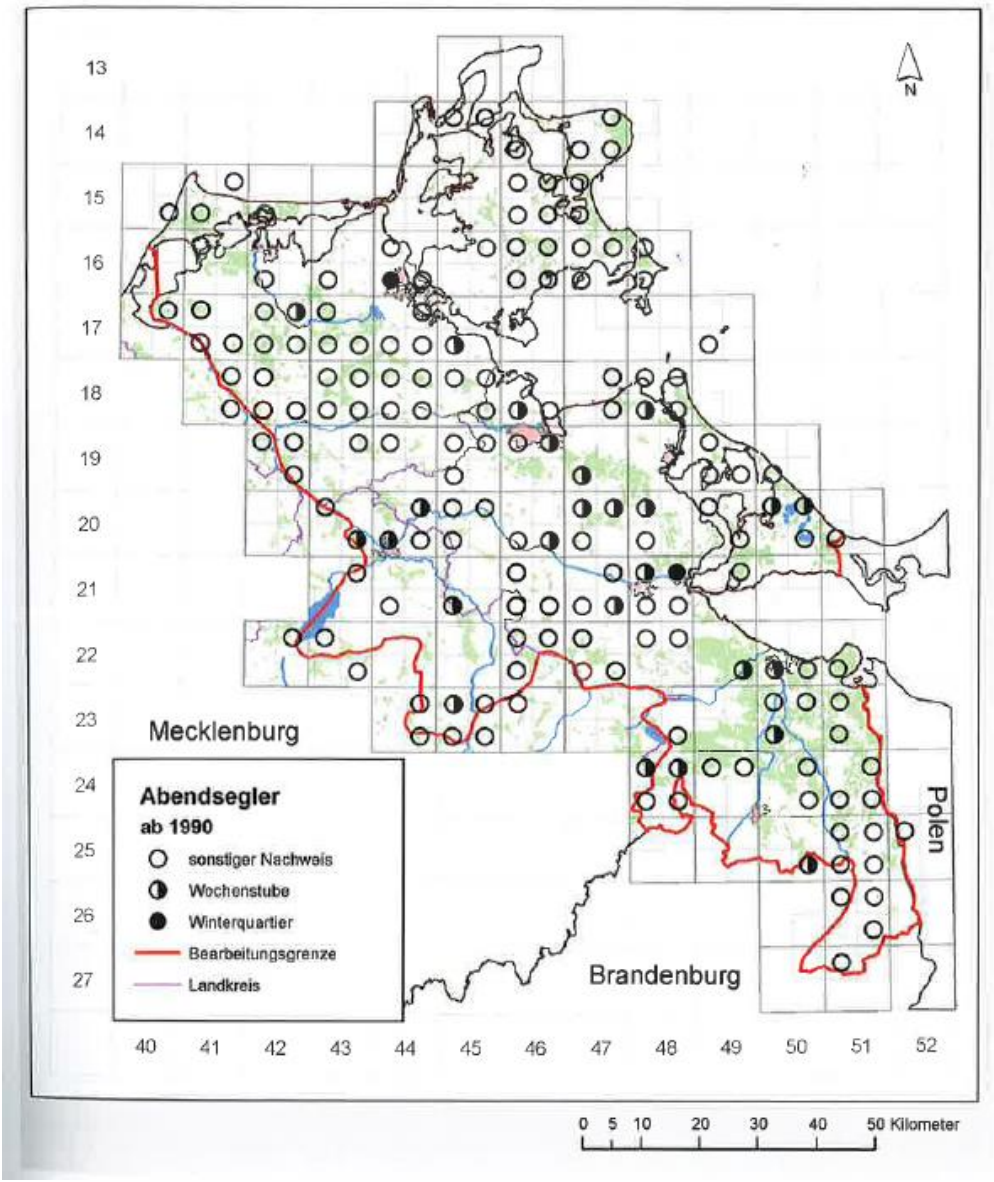


Abbildung 19: Nachweise des Großen Abendseglers in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Der Große Abendsegler wurde vereinzelt nachgewiesen (Erfassungszeiträume, je 6 Kontakte im Frühjahr und im Herbst 2014, kein Kontakt

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

im Frühjahr 2016, 16 Kontakte im Herbst 2023 sowie 2 Kontakte im Sommer 2024 und 8 im Herbst 2024). Weitere 23 bzw. 14 Kontakte in den Erfassungszeiträumen Herbst 2023 und Herbst 2024 der Nyctaloiden-Rufgruppe konnten nicht bis auf Artebene bestimmt werden, IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Im Erfassungszeitraum Herbst 2023 wurden der Große Abendsegler mit einem Kontakt nachwiesen. Auch 2016 wurde die Rauhautfledermaus mit einem Kontakt im Erfassungszeitraum Herbst nachgewiesen. Zusätzlich gab es im Erfassungszeitraum Herbst 2023 noch zwei Kontakte aus der nyctaloiden Rufgruppe. Bei dieser Gruppe handelt es sich einen Zusammenschluss von verschiedenen Arten aus unterschiedlichen Gattungen, deren Rufparameter nicht eindeutig differenzierbar sind. Zu dieser Gruppe gehört auch der Große Abendsegler (IFAÖ 2025e).

Das Überfliegen des Vorhabengebietes durch den Großen Abendsegler tritt somit selten auf. Langstreckenflüge über die Ostsee sind für den Großen Abendselger hinlänglich bekannt (AHLÉN et al. 2009).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Migrierende Große Abendsegler fliegen zumeist in Höhen von unter 40 m (AHLÉN et al. 2007a).

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl. auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für den Großen Abendsegler als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen. Aus dem Ergebnis der Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet neben einer geringen Zugaktivität auch Nahrungsflüge stationär lebender Großer Abendsegler stattfinden. Da die Tiere in Höhen von bis zu 40 m fliegen sind Kollisionen auf Individuenebene nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Als Freiluftjäger haben *Nyctalus*-Arten dabei ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten ist im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.6 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Der Große Abendsegler gilt als Licht nutzende Art (STONE et al. 2015). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten) langsam. Dadurch können sie von den Fledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten nur ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko des Großen Abendseglers durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind aufgrund der geringen nachgewiesenen Individuenzahlen des Großen Abendseglers und der niedrigen Flugaktivität nicht erforderlich.

Um den vorhandenen Kenntnislücken im Offshorebereich Rechnung zu tragen, wurde mit der Genehmigung vom 05.03.2024 für Fledermäuse ein zusätzliches Monitoring festgeschrieben, welches die Fledermauspräsenz im Gondelbereich für mindestens zwei Jahre nach Inbetriebnahme untersuchen soll (StALU VP 2024).

Das Konzept für das Monitoring von Fledermäusen (BioConsult SH 2025b) während des Betriebs dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext.

Sollte eine solche signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos vorliegen und mehr als 2 Individuen pro Anlage und Jahr kollidieren, so kann das vorliegende Erfassungsprogramm dazu genutzt werden, Kriterien zu entwickeln, um über geeignete Mitigationsmaßnahmen (zeitweise Abschaltung) das Risiko wieder so weit zu senken, dass eine Gefährdung von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann (BioConsult SH 2025b).

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*

Der Große Abendsegler gilt als Langstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005). Dabei liegen auch Nachweise zu Aktivitäten über der offenen See vor (AHLÉN et al. 2009), weshalb wandernde Einzeltiere beim Überflug im Vorhabenbereich nicht auszuschließen sind. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Der Große Abendsegler nutzt dabei ein breites Spektrum an Habitaten für seine Nahrungsflüge. Die Jagdgebiete können je nach Quelle bis zu 2,5 km (KRONWITTER 1988) oder bis zu 6 km (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998) vom Quartier entfernt sein. Eine Anlockwirkung durch Licht von der Baustelle oder den OWEA ist möglich, da der Große Abendsegler zu jenen Arten gehört, die das Licht gezielt zur Jagd nutzen (STONE et al. 2015). Aufgrund der Entfernung zur Küste von mind. 10 km sind populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Großen Abendseglern durch den OWP „Gennaker“ nicht zu erwarten und werden daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Großer Abendsegler *(Nyctalus noctula)*
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.5 Kleinabendsegler

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 1 RL Vorpommern Kat. 1 RL M-V Kat. D RL Deutschland	U2 (ungünstig - schlecht) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Der Kleinabendsegler wird als typische Waldfledermaus betrachtet, die vor allem offene Laub-, Misch- und auch Nadelholzwälder mit Altholzbestand bevorzugt. Als Wochenstuben- und Sommerquartiere werden insbesondere Baumhöhlen genutzt, aber auch Fledermaus- und Vogelkästen werden angenommen. Nur vereinzelt liegen Quartiere auf Dachböden von Gebäuden (DIETZ et al. 2007). Von April bis September dauert der Aufenthalt in den Sommerlebensräumen. Ab Mitte Juni findet die Geburt der Jungtiere in den Wochenstuben statt. Als Winterquartiere werden ebenso Baumhöhlen, Spalten in und an Gebäuden sowie Fledermaus- und Nistkästen genutzt.

Als Jagdgebiete nutzen Kleinabendsegler Wälder und deren Randbereiche (DIETZ et al. 2007), Wasserflächen und Flüsse. Die Tiere jagen in größeren Höhen vor allem im Baumkronenbereich. Dabei gehört der Kleinabendsegler zu jenen Arten, die gezielt an Lichtquellen jagen (RYDELL & RACEY 1995).

Der Kleinabendsegler gilt als Langstreckenwanderer, wenn die Tiere sich in klimatisch ungünstigen Gebieten aufhalten. Dann verlassen sie im Spätsommer die Sommerquartiere und wandern in südwestliche Richtung ab. Im Frühjahr und Herbst ziehen sie dazu auch über die Ostsee (BSH 2009; SKIBA 2009). Auf der Basis von Beobachtungen und Beringungsfunden belegen verschiedene Studien, dass Kleinabendsegler weite Strecken von 1.500 bis 2.000 km in einer Saison zurücklegen (BSH 2009; HUTTERER et al. 2005; WALTER et al. 2007).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Der Kleinabendsegler ist in Deutschland flächendeckend verbreitet, aber nirgends häufig. Das

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Hauptverbreitungsgebiet der Art reicht bis an die südliche Ostseeküste (LFA M-V 2019, vgl auch Abbildung 20). Für Deutschland liegen aus den meisten Bundesländern Wochenstuben-Nachweise vor. Im Norden und Nordwesten sind die Funde bislang jedoch noch spärlich (BOYE et al. 1999, vgl. auch Abbildung 20). In Schleswig-Holstein etwa kommt sie nur im südlichen Holstein vor, wo die nördliche Arealgrenze verläuft. Nach dem Erstnachweis im Jahr 1993 lagen bis 1999 nur wenige Netzfänge und Funde vor. Inzwischen wurden drei weitere Wochenstubenquartiere bekannt. Überwinternde Tiere wurden bisher noch nicht entdeckt (LLUR 2014). In Baden-Württemberg, Thüringen und Niedersachsen konnten überwinternde Tiere nachgewiesen werden (FISCHER 1999, MESCHEDE & HELLER 2000). Schleswig-Holstein liegt an der westlichen Verbreitungsgrenze. Es gibt wenige Nachweise, darunter Paarungsquartiere und säugende Weibchen, aus Lauenburg (BORKENHAGEN 2001).

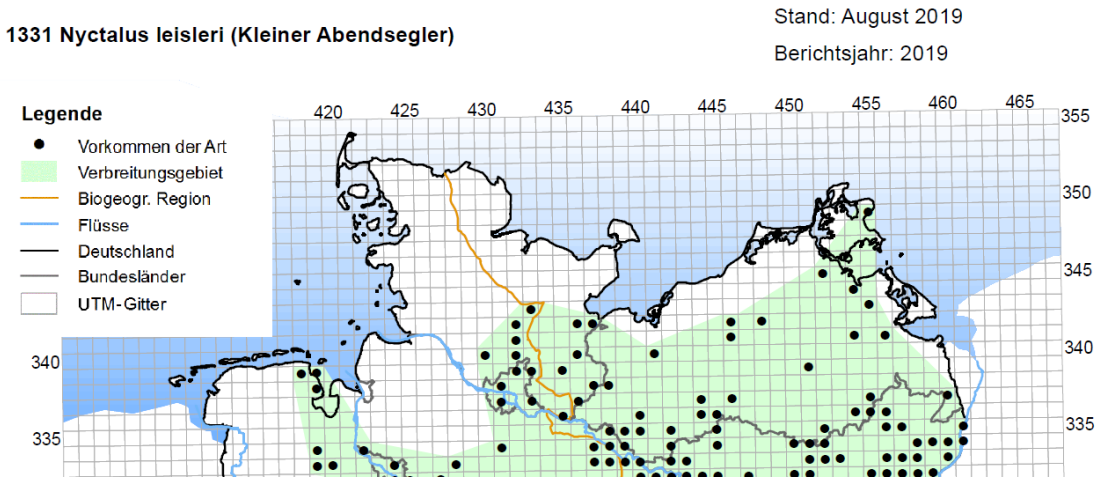


Abbildung 20: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Kleinabendseglers nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

Nach Angaben des LFA M-V (2019g) kann die Art in waldreichen Gegenden regelmäßig angetroffen werden, ist aber im Vergleich zum Großen Abendsegler deutlich seltener (vgl. Abbildung 21). Aufgrund der geringen Nachweisdichte ist die Art in Mecklenburg-Vorpommern weiterhin als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft (vgl. LABES et al. 1991). BERG & WACHLIN (2010D) weisen Mecklenburg-Vorpommern als Teil der nördlichsten Verbreitungsgrenze des Kleinabendseglers aus. Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019g) weist auf größere Verbreitungslücken in ganz Mecklenburg-Vorpommern hin (Abbildung 20). In den letzten Jahrzehnten gab es einige weitere Nachweise der Art, u.a. auch auf Rügen und der Greifswalder Oie (MÄHLER 2014 zitiert in GRIMMBERGER et al. (2020), vgl. auch Abbildung 22).

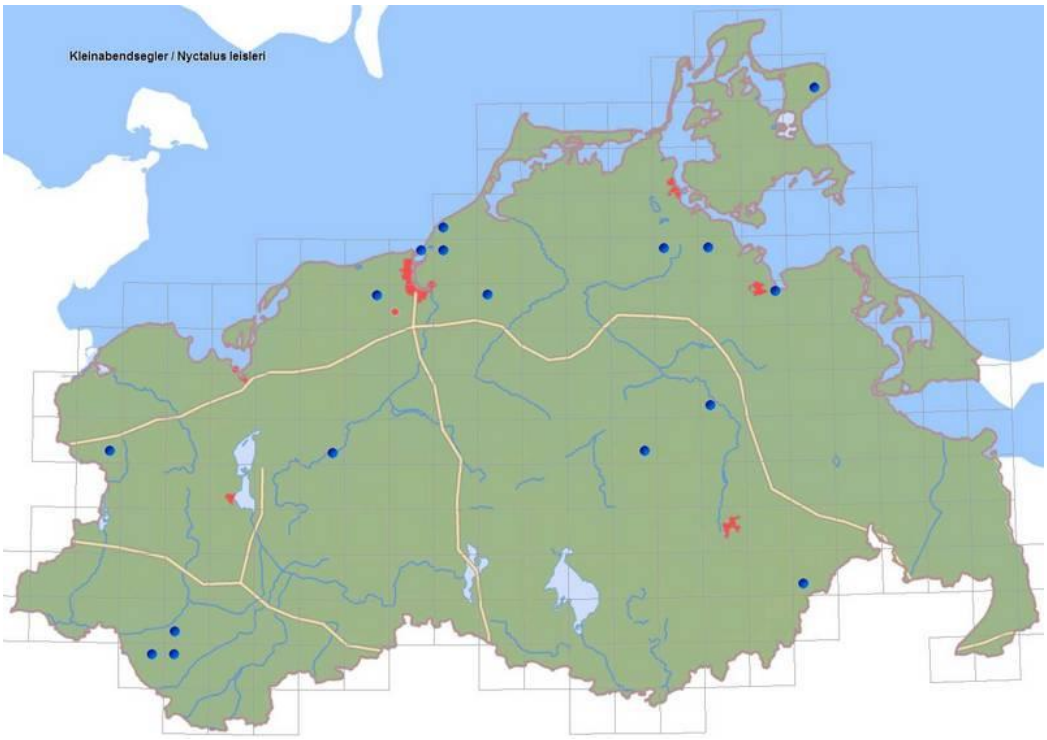


Abbildung 21: Verbreitungskarte des Kleinabendseglers in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019g)

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

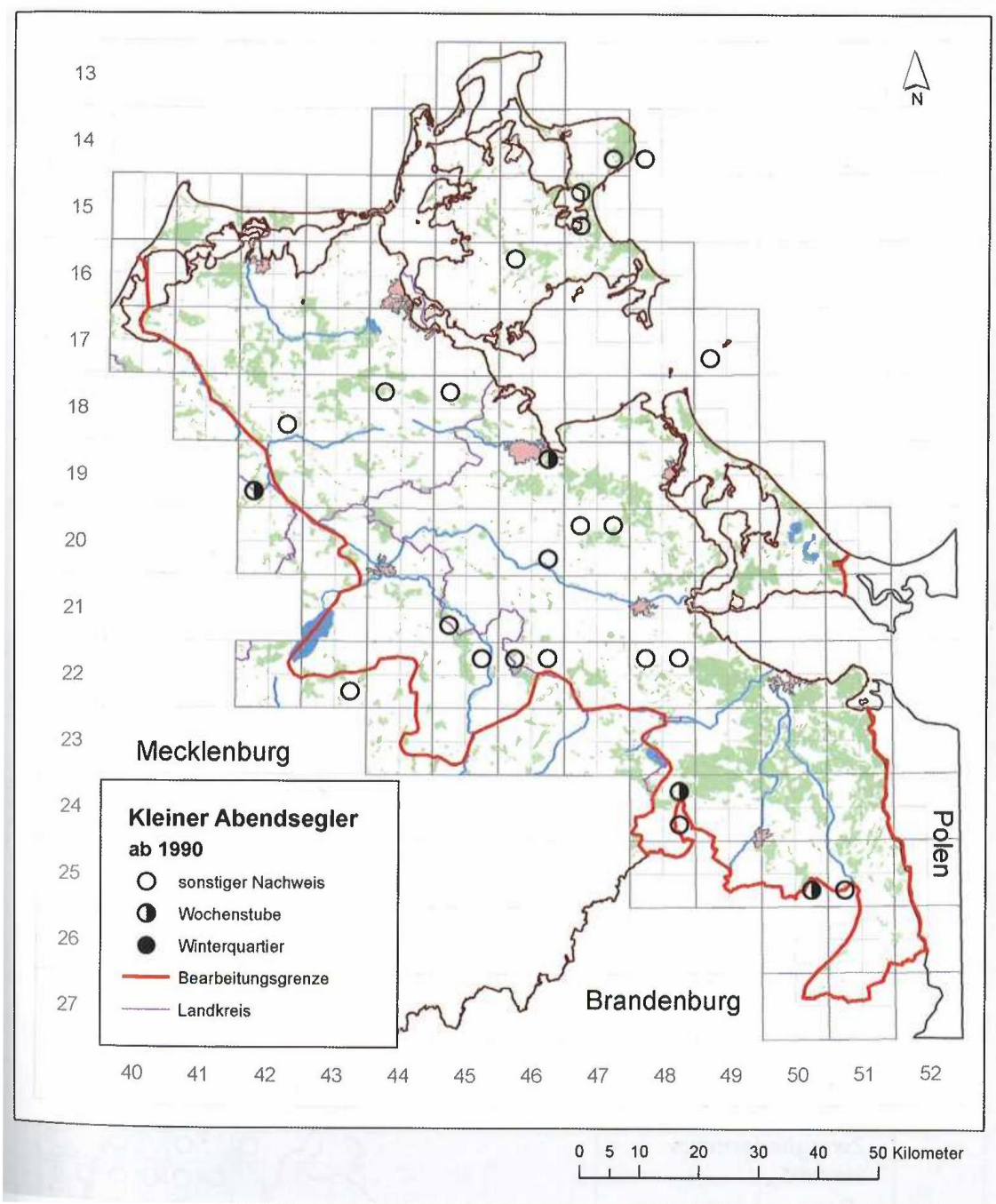


Abbildung 22: Nachweise des Kleinabendseglers in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum
☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Vom Kleinabendsegler gab es einen Kontakt im Erfassungszeitraum Herbst 2014 (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte des Kleinabendseglers nachgewiesen. Allerdings gab es im Herbst 2023 noch zwei Kontakte aus der nyctaloiden Rufgruppe. Bei dieser Gruppe handelt es sich einen Zusammenschluss von verschiedenen Arten aus unterschiedlichen Gattungen, deren Rufparameter nicht eindeutig differenzierbar sind. Zu dieser Gruppe gehört auch der Kleinabendsegler (IFAÖ 2025e).

Das Überfliegen des Vorhabengebietes durch den Kleinen Abendsegler tritt somit selten auf. Langstreckenflüge über die Ostsee sind für den Kleinen Abendsegler hinlänglich bekannt (AHLÉN et al. 2009).

Bei aktuellen Untersuchungen zur Fledermausmigration über der Ostsee (Batmove) wurden im Jahr 2018 Kleinabensegler an der Tonne DS-W (ca. 25 km nördlich des Darßer Orts) nachgewiesen (SEEBENS-HOYER et al. 2021).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Ziehende Kleinabendsegler fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und durchfliegen die Rotorebene allenfalls in geringen Anteilen. Eine Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist dadurch gering. Studien von RODRIGUES et al. (2014) belegen Flughöhen über dem Kronendach mit >25 m. Während der Nahrungssuche und dem Direktflug an Land fliegen sie >40-50 m.

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Bedeutung des Vorhabengebiets für den Kleinen Abendsegler als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen.

Aus den Ergebnissen der Beobachtungen insgesamt lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee neben einer geringen Zugaktivität auch Nahrungsflüge stationär lebender Kleinabendsegler stattfinden. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen bzw. in Höhen bis etwa 50 m (Nahrungssuche an Land), sind Kollisionen allenfalls bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich zu erwarten. Auf Individuenebene sind Kollisionen jedenfalls nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Als Freiluftjäger haben *Nyctalus*-Arten dabei ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.7 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Der Kleine Abendsegler gehört zu jenen Arten, die gezielt an Lichtquellen jagen (RYDELL & RACEY 1995). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Kleinabendseglern trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko des Kleinen Abendseglers durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind aufgrund der geringen nachgewiesenen Individuenzahlen des Kleinen Abendseglers im Rahmen der Untersuchungen zum Vorhaben und wegen der niedrigen Flugaktivität nicht erforderlich.

Um den vorhandenen Kenntnislücken im Offshorebereich Rechnung zu tragen, wurde mit der Genehmigung vom 05.03.2024 für Fledermäuse ein zusätzliches Monitoring festgeschrieben, welches die Fledermauspräsenz im Gondelbereich für mindestens zwei Jahre nach Inbetriebnahme untersuchen soll (StALU VP 2024).

Das Konzept für das Monitoring von Fledermäusen (BioConsult SH 2025b) während des Betriebs dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext.

Sollte eine solche signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos vorliegen und mehr als 2 Individuen pro Anlage und Jahr kollidieren, so kann das vorliegende Erfassungsprogramm dazu genutzt werden, Kriterien zu entwickeln, um über geeignete Mitigationsmaßnahmen (zeitweise Abschaltung) das Risiko wieder so weit zu senken, dass eine Gefährdung von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann (BioConsult SH 2025b).

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist. Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges des Kleinabendseglers sind nicht anzunehmen, da der Kleine Abendsegler vor allem Wälder und deren Randbereiche als Jagdgebiet nutzt (DIETZ et al. 2007), sodass das Vorhabengebiet „Gennaker“ nicht unmittelbar in Frage kommt.

Allerdings gilt der Kleinabendsegler als Langstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), der auch über die Ostsee zieht (AHLÉN et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit nicht ausgeschlossen werden kann. Aufgrund der im Vorhabengebiet und im Rahmen von Batmove gewonnenen Ergebnisse ist davon auszugehen, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Da der Kleine Abendsegler als wenig oder nicht lichtempfindlich gilt und zu jenen Arten gehört, die gezielt an Lichtquellen jagt (RYDELL & RACEY 1995), ist trotz einer möglichen Anlockwirkung durch Licht von den Schiffen und den OWEA von keiner erheblichen Störung auszugehen. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante

Kleinabendsegler *(Nyctalus leisleri)*

Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Kleinabendseglern sind demnach ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.6 Zweifarbfledermaus

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 1 RL Vorpommern Kat. 1 RL M-V Kat. D RL Deutschland	U2 (schlecht) M-V unbekannt BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*) bewohnt als Sommerquartiere Spalten an Gebäuden, wie sie beispielsweise in Rollläden und Dachstühlen vorzufinden sind. Im Winter bevorzugen die Tiere eher hohe Gebäude wie Kirchtürme und Hochhäuser, wo sie sich zwischen Oktober und März aufhalten. Die Wochenstubenkolonien werden von Ende April bis Mitte Mai bezogen und von Ende Juli bis Anfang August wieder verlassen. Von Ende April bis Mitte Juni erfolgen die Geburten der Jungen. Die Männchenstuben werden Ende Juni bezogen und die Balz findet im Spätherbst statt.

Die Jagdgebiete der Zweifarbfledermaus liegen über Gewässern, Wiesen, Wald, in Siedlungen und auch über offenen Agrarflächen (BAAGØE 2001). In schnellen gradlinigen Flügen nutzen die Zweifarbfledermäuse insbesondere den freien Luftraum über Gewässern. Sie gelten als gering oder nicht lichtempfindlich und jagen auch an Straßenlaternen.

Zweifarbfledermäuse führen weite saisonale Wanderungen zwischen Sommer- und Überwinterungsgebieten durch. Auf der Basis von Beobachtungen und Beringungsfunden belegen verschiedene Studien, dass die Zweifarbfledermaus weite Strecken von 1.500 bis 2.000 km in einer Saison zurücklegen (BSH 2009; HUTTERER et al. 2005; WALTER et al. 2007). Damit gehört sie zu den Fernwanderern (HUTTERER et al. 2005), welche im Frühjahr und Herbst auch über die Ostsee ziehen (BSH 2009; SKIBA 2009).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

In Deutschland kommt die Zweifarbfledermaus regelmäßig in den östlichen und südlichen Bundesländern vor. Der LFA M-V beschreibt das Verbreitungsmuster der Art als kompliziert, weil

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

die Tiere sehr wanderfreudig sind. Das saisonale Auftreten einzelner, wandernder Tiere ist demnach weitläufiger als das Vorkommen großer Kolonien (LFA M-V 2019l). Einzelne Wochenstuben sind bisher in Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Brandenburg und Bayern bekannt (BERG & WACHLIN 2010G, vgl. auch Abbildung 23).

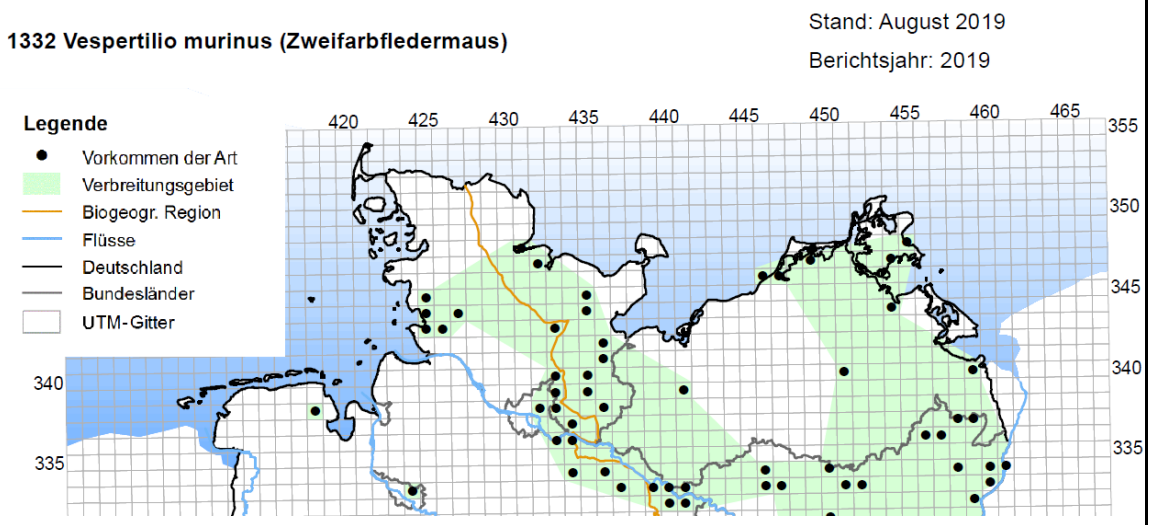


Abbildung 23: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Zweifarbfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e)

Mecklenburg-Vorpommern:

In Mecklenburg-Vorpommern sind mehrere Wochenstubengesellschaften bekannt, so u. a. im Müritzgebiet, auf Rügen, in der Nordöstlichen Heide Mecklenburgs und im Uecker-Randow Kreis (LFA M-V 2019l, Abbildung 24). Die aktuell größte Wochenstube mit etwa 200 adulten Weibchen befindet sich in Graal-Müritz und ist seit Anfang der 90er Jahre stabil (LFA M-V 2019n). Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019g) weist auf große Verbreitungslücken in der Mitte Mecklenburg Vorpommerns sowie im Osten auf der Insel Usedom hin (Abbildung 23). Zusätzlich gab es in den letzten Jahren in verschiedenen Gebieten Vorpommerns auch Einzelfunde. Es handelte sich dabei um einzelne, in Gebäude eingeflogene Tiere, Totfunde, aber auch um Schlagopfer aus einem Windpark. Ein Winterquartier mit zwei Tieren wurde in Prora auf Rügen gefunden (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 25).

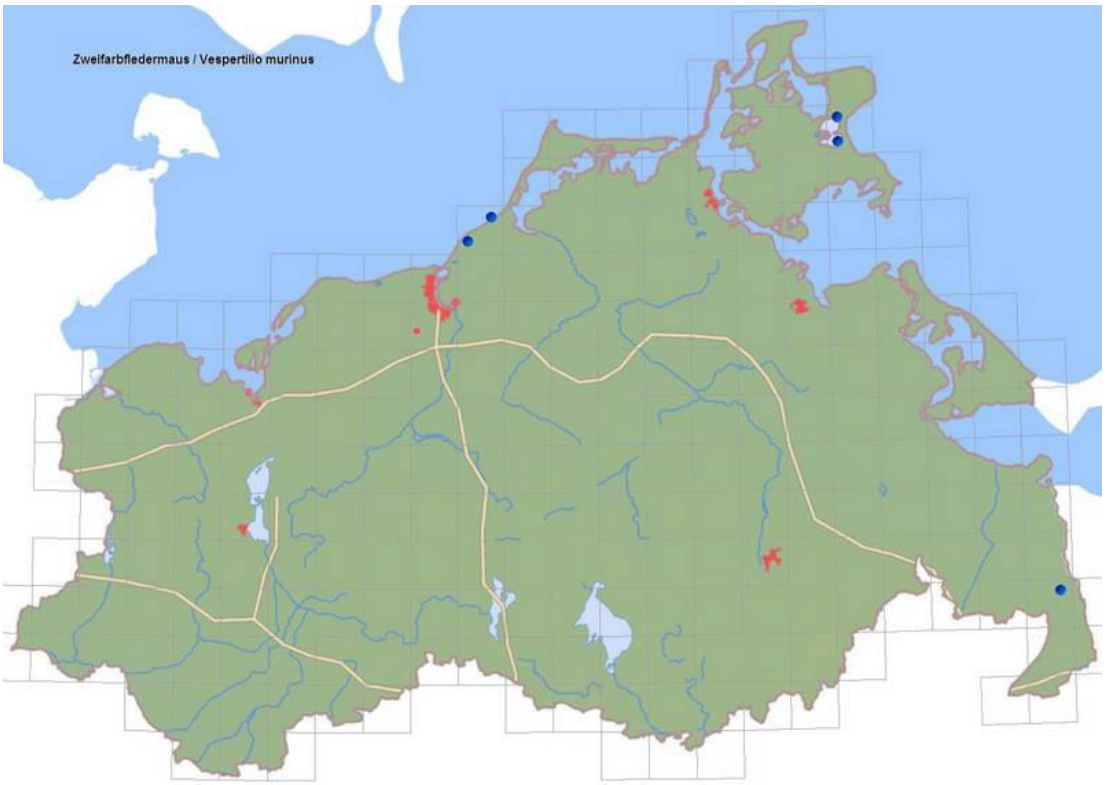


Abbildung 24: Verbreitungskarte der Zweifarbfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019n)

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

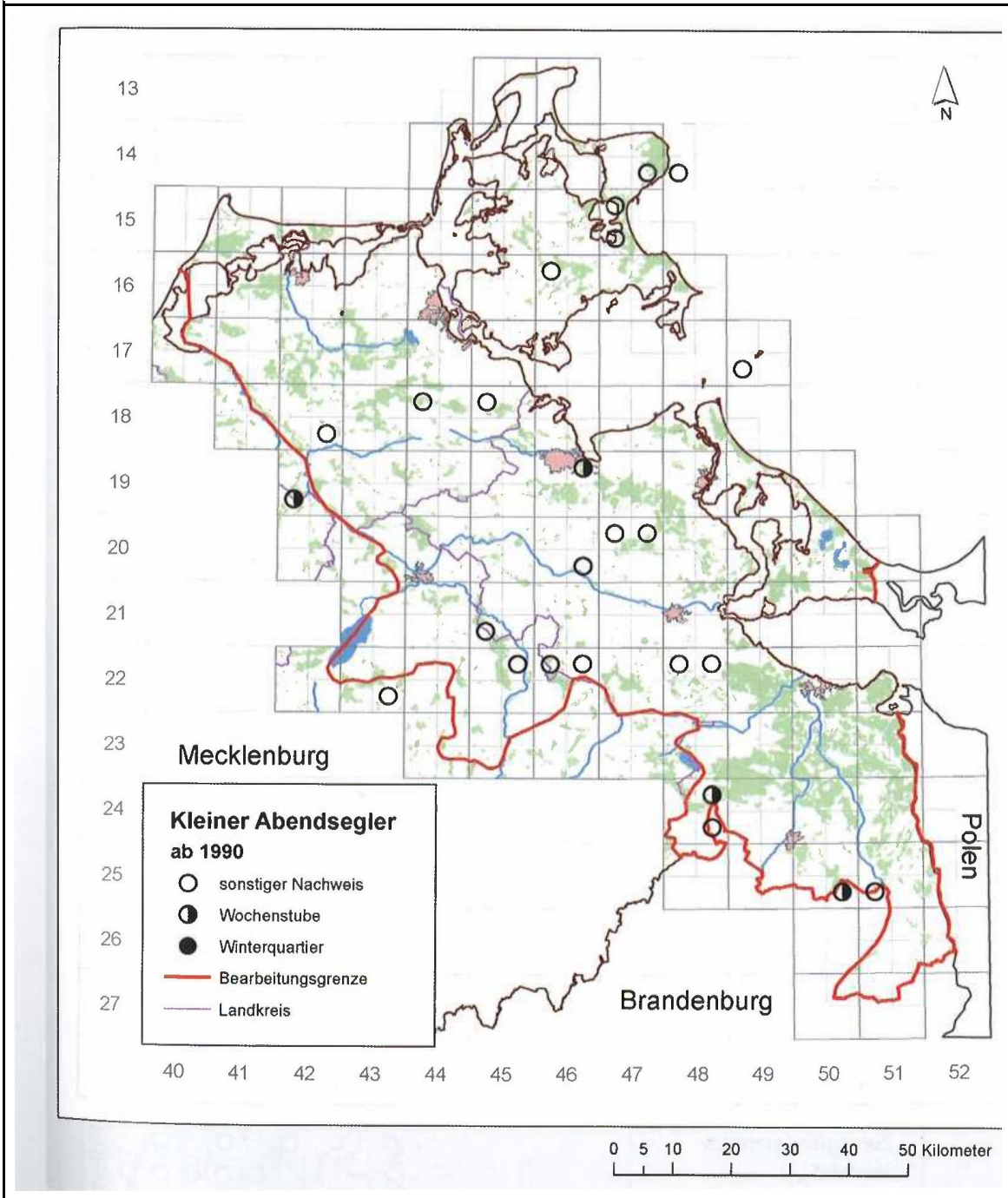


Abbildung 25: Nachweise der Zweifarbfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum
☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

In der Verbreitungskarte der Zweifarbfledermaus in Deutschland, herausgegeben vom BfN ist eine Verbreitung südlich der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst angegeben. Die Art wird als potenziell in geringer Zahl die OWEA überfliegend eingestuft, da Langstreckenflüge über die Ostsee bekannt sind (AHLÉN et al. 2009).

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Kontakte der Zweifarbfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Zweifarbfledermaus auf Artniveau nachgewiesen. Im Erfassungszeitraum Herbst 2023 gab es allerdings zwei Kontakte aus der nyctaloiden Rufgruppe. Bei dieser Gruppe handelt es sich einen Zusammenschluss von verschiedenen Arten aus unterschiedlichen Gattungen, deren Rufparameter nicht eindeutig differenzierbar sind. Zu dieser Gruppe gehört auch die Zweifarbfledermaus (IFAÖ 2025e).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen dieser „streng geschützten Art“ im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst-case-Annahmen. Ziehende Zweifarbfledermäuse fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und könnten die Rotorebene allenfalls in geringen Anteilen durchfliegen. Die Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist dadurch gering.

Studien von RODRIGUES et al. (2014) belegen an Land Flughöhen von 20-40 m. Während der Nahrungssuche an Land fliegen sie über dem Kronendach und beim direkten Flug >40-50 m.

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist.

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebeit gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Zweifarbfledermaus als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen.

Aus den Ergebnissen der vorhabenspezifischen Untersuchungskampagne und denen des Batmove-Projektes lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet und auch Nahrungsflüge stationär lebender Zweifarbfledermäuse nicht zu erwarten sind. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich möglich. Auf Individuenebene sind Kollisionen nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Als Freiluftjäger hat die Zweifarbfledermaus dabei ein hohes Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, weshalb Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.6 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bedingt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Die Zweifarbfledermaus gehört zu jenen Arten, die gezielt an Lichtquellen jagen (RYDELL & RACEY 1995). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Zweifarbfledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten allenfalls ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Zweifarbfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen oder den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Zweifarbfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ja ☒nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges der Zweifarbfledermaus sind nicht anzunehmen, da die Jagdgebiete der Zweifarbfledermaus über Gewässern, Wiesen, Wald, offenen Agrarflächen und Siedlungen liegen (BAAGØE 2001c), sodass das Vorhabengebiet „Gennaker“ nicht unmittelbar in Frage kommt.

Allerdings ist die Zweifarbfledermaus sehr wanderfreudig und gilt als Langstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), die auch über die Ostsee zieht (AHLÉN et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit möglich ist. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Da die Zweifarbfledermaus als wenig oder nicht lichtempfindlich gilt und zu jenen Arten gehört, die gezielt an Lichtquellen jagt (RYDELL & RACEY 1995), ist trotz einer möglichen Anlockwirkung durch Licht von der Baustelle oder der Befeuerung der OWEA von keiner erheblichen Störung auszugehen. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Zweifarbfledermäusen werden daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Zweifarbfledermaus *(Vespertilio murinus)*
Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück? ☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.7 Breitflügelfledermaus

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 2 RL Vorpommern Kat. 3 RL M-V Kat. 3 RL Deutschland	U1 (ungünstig) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Breitflügelfledermaus bewohnt ein breites Spektrum an Lebensräumen, wobei die Art auf den Wald kaum angewiesen ist (DIETZ et al. 2007). Als Sommerquartiere und Wochenstuben bevorzugt die Breitflügelfledermaus Hohlräume an und in Gebäuden. Die Quartiere können sich hinter Fassadenverkleidungen, Regenrinnen und auf Dachböden befinden. Nur selten ziehen sich Tiere in Fledermauskästen oder Baumhöhlen zurück. Die von den Sommerquartieren nur ausnahmsweise 40-50 km entfernten Winterquartiere liegen größtenteils in Zwischendecken oder isolierten Wänden (BAAGØE 2001a). Die Breitflügelfledermaus gilt aufgrund der geringen Distanz zwischen den Quartieren als ortstreu. AHLÉN et al. (2009) dokumentiert nichtsdestotrotz wandernde Breitflügelfledermäuse über der offenen See.

Ab April bis Ende Mai sind die Weibchen der Breitflügelfledermaus aus den Winterquartieren zurück und in den Wochenstuben angekommen (BAAGØE 2001a), wo Sie Mitte Juni ihre Jungen gebären. Eine Wochenstubenkolonie besteht bei Breitflügelfledermäusen aus 10 bis 60 weiblichen Tieren. Die Aufzucht der Jungen findet in den Monaten Juni und Juli statt. Anfang August lösen sich die Wochenstuben wieder auf, wobei einzelne Tiere durchaus bis Oktober im Quartier verbleiben können.

Die Jagdgebiete der Breitflügelfledermaus liegen über offenen Flächen mit randlichen Gehölzstrukturen, die von den Tieren in 10-15 m Höhe abgeflogen werden (BAAGØE 2001). Die Größe ihrer Aktionsräume, die LUBELEY (2003) mit maximal 28,3 - 68,1 km² angibt, hängt dabei von der Größe der Kolonien ab. Ihre Beute fangen die Tiere sowohl auf dem Boden als auch im Flug.

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern:

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Deutschland:

In Deutschland ist die Art flächendeckend verbreitet mit einem Schwerpunkt in tieferen Lagen (Abbildung 26). In Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Nordniedersachsen und Teilen Sachsens stellt sie vermutlich neben der Zwergfledermaus die häufigste Hausfledermaus dar (z. B. KURTZE 1990, SCHMIDT & MAINER 1999).

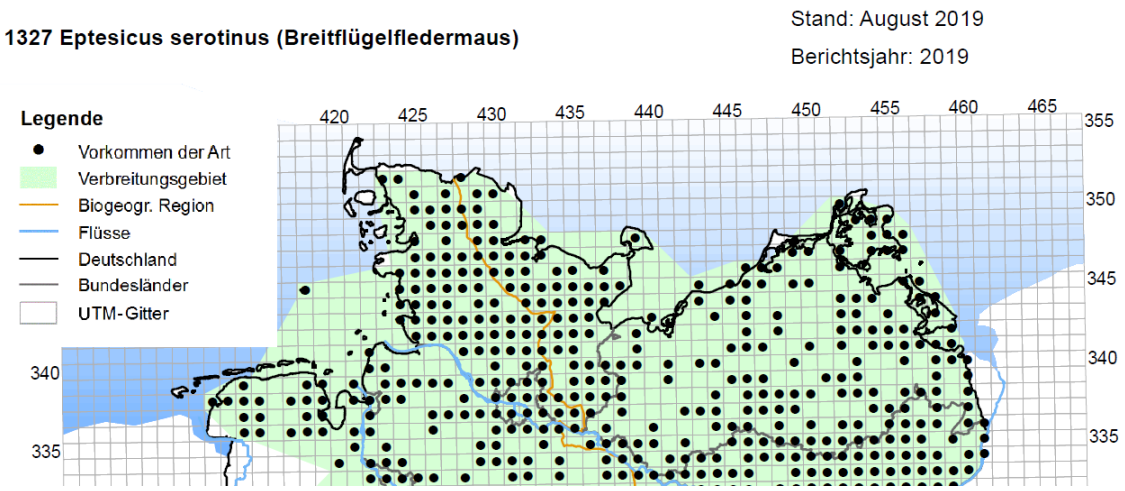


Abbildung 26: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Breitflügelfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BfN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

BERG & WACHLIN (2010a) stellen dar, dass die Breitflügelfledermaus in Norddeutschland nicht selten ist und vor allem in Dörfern und Städten vorkommt. Nach LABES et al. (1991) wird die Art für Mecklenburg-Vorpommern als gefährdet eingestuft, da neben den insgesamt niedrigen Bestandszahlen vor allem auch eine fundierte Datenbasis fehlt. In LUNG M-V (2004) werden „gleichmäßige aber niedrige Nachweiszahlen in M-V“ angegeben. Der LFA M-V (2019c) beschreibt die Verbreitung als flächig und relativ gleichmäßig (Abbildung 27). Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019g) weist ein nach Norden über das Festland erweitertes Verbreitungsgebiet aus, das u.a. Teile der Mecklenburger Bucht umfasst (Abbildung 26). Eine aktuelle Kartierung weist in Vorpommern ab 1990 elf Wochenstuben und zwölf Winterquartiere aus. Diese sind über ganz Vorpommern verteilt und umfassen auch die Inseln Rügen und Usedom (Abbildung 28, GRIMMBERGER et al. 2020).

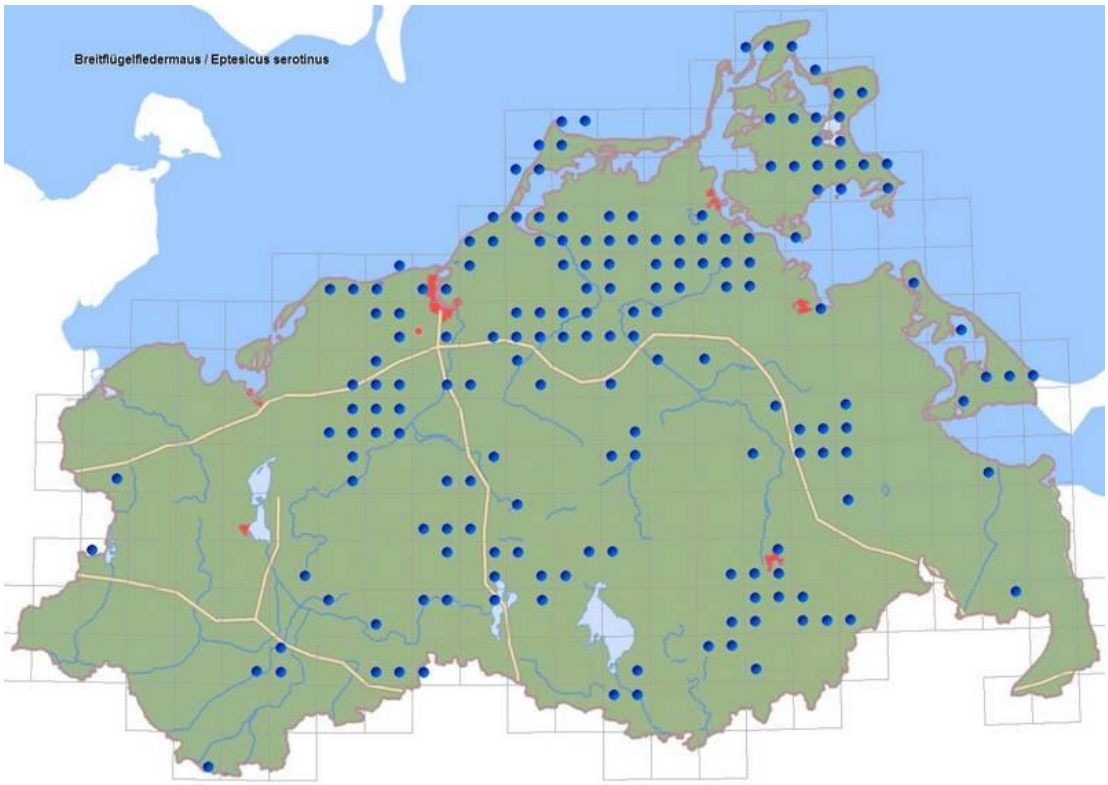


Abbildung 27: Verbreitungskarte der Breitflügelfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019c)

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

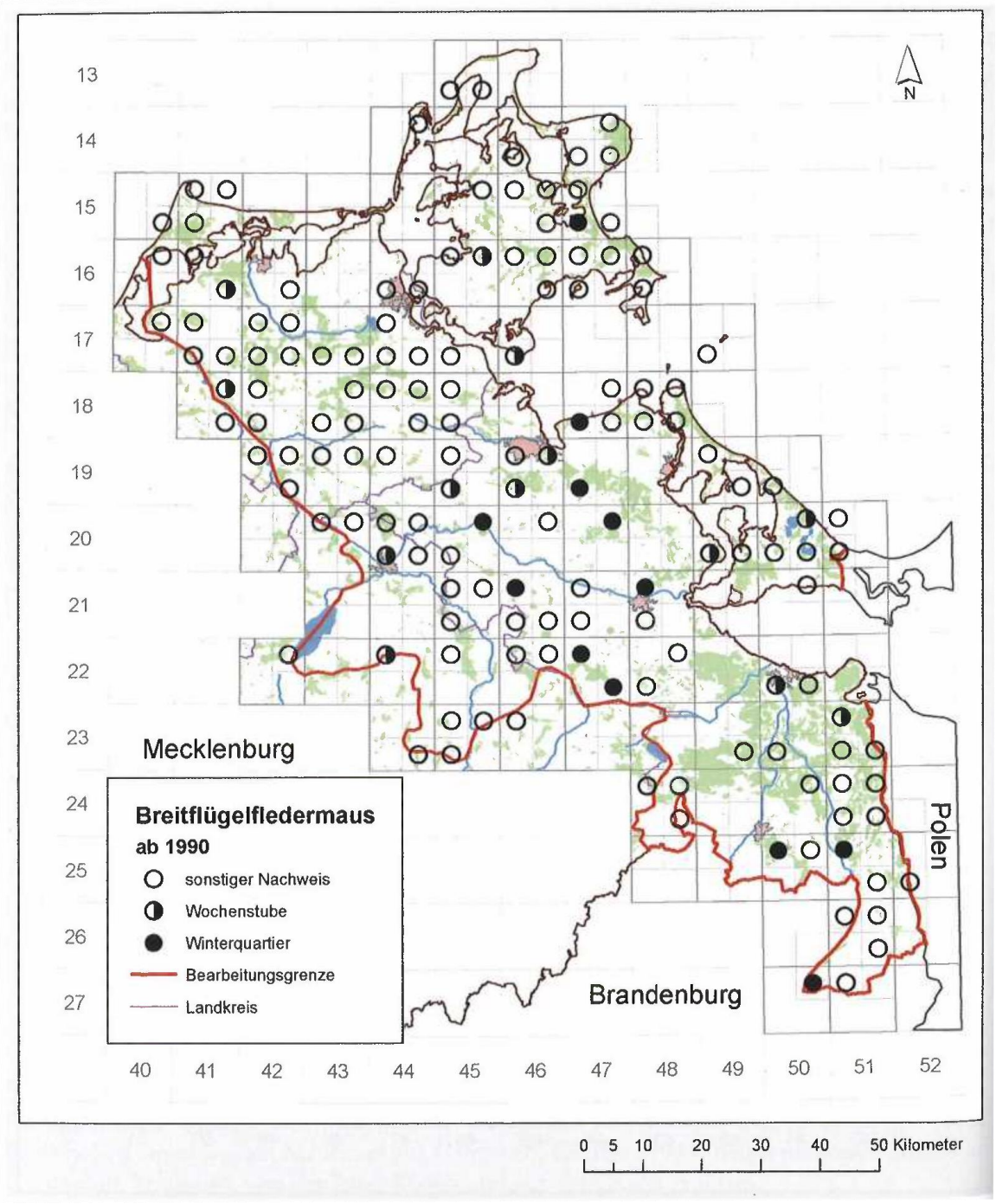


Abbildung 28: Nachweise der Breitflügelfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Kontakte der Breitflügelfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Breitflügelfledermaus nachgewiesen. Allerdings gab es im Erfassungszeitraum Herbst 2023 noch zwei Kontakte aus der nyctaloiden Rufgruppe. Bei dieser Gruppe handelt es sich einen Zusammenschluss von verschiedenen Arten aus unterschiedlichen Gattungen, deren Rufparameter nicht eindeutig differenzierbar sind. Zu dieser Gruppe gehört auch die Breitflügelfledermaus (IFAÖ 2025e).

Die Art wird vorsorglich als potenziell überfliegend angenommen, da Langstreckenflüge über die Ostsee bekannt sind (AHLÉN et al. 2009).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen dieser „streng geschützten Art“ im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst-case-Annahmen.

Breitflügelfledermäuse wurden über der offenen Ostsee beobachtet und gelten als Teilzieher(AHLÉN et al. 2009).

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove, sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Breiflügelfledermaus als gering eingestuft. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen.

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Aus den Ergebnissen der Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet und auch Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Breitflügelfledermäuse nicht zu erwarten sind.

Breitflügelfledermäuse fliegen in ca. 10-15 m Höhe, oft entlang bestimmter Flugstraßen zu ihren Jagdgebieten (BAAGØE 2001a). RODRIGUES et al. (2014) geben Höhen von >25 m (über dem Kronendach) bei der Nahrungssuche an. Breitflügelfledermäuse haben dabei ein mittleres Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Auf Individuenebene sind Kollisionen jedenfalls nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, weshalb Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist hoch (II.4), bei einem hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 2) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.5 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Offshore-Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bewirkt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich.

Die Breitflügelfledermaus gehört nicht zu den lichtscheuen Arten während des Jagdfluges (VOIGT et al. 2018). Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Breitflügelfledermäusen trotz einer möglichen Anlockwirkung durch das Licht rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen nur sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten allenfalls ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Zweifarbfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen oder den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Breitflügelfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Die Breitflügelfledermaus gilt als ortstreu und legt nur kurze Strecken zurück (HUTTERER et al. 2005). Dabei liegen aber auch Nachweise zu Aktivitäten über der offenen See vor (AHLÉN et al. 2009), weshalb wandernde Einzeltiere beim Überflug im Vorhabenbereich nicht auszuschließen sind. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Die Breitflügelfledermaus gehört nicht zu den lichtscheuen Arten während des Jagdfluges (VOIGT et al. 2018). Daher könnten auch während der Wanderungszeiten einzelne Breitflügelfledermäuse von der nächtlichen Baustellenbeleuchtung und der Befeuerung der OWEA angelockt werden.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Die Breitflügelfledermaus nutzt verschiedene Teiljagdgebiete die durchschnittlich 6,5 km (max. 12 km) vom Quartier entfernt liegen, wobei die Tiere in 90 % ihrer Flugzeit weniger als 1,7 km vom Quartier entfernt waren (HARBUSCH 2003). Prinzipiell ist eine Anlockwirkung durch Licht von der Baustelle oder den OWEA möglich.

Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Breitflügelfledermäusen werden durch die Lichtanlockung allerdings nicht gesehen, da das Gebiet maximal von Einzeltieren gequert wird.

Durch die Entfernung zur Küste von mind. 10 km sind populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Breitflügelfledermäuse durch den OWP „Gennaker“ nicht zu erwarten und sind daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Breitflügelfledermaus *(Eptesicus serotinus)*
Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück? ☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.8 Große Bartfledermaus

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 2 RL Vorpommern Kat. 2 RL M-V Kat. * RL Deutschland	unbekannt M-V U1 (ungünstig) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Große Bartfledermaus kommt vornehmlich in Wäldern und an Gewässern vor, wobei Feldgehölze und Hecken ebenfalls eine wichtige Rolle als Jagdgebiete spielen (DIETZ et al. 2007). Die Jagdreviere werden in Entfernungen von bis zu 10 km in einem Gesamtgebiet von 1-4 ha angeflogen (BERG & WACHLIN 2010C).

Sommerquartiere der Großen Bartfledermaus befinden sich in Baumhöhlen, Stammanrissen und hinter abstehender Rinde sowie in Spalträumen an Gebäudefassaden, in Dachräumen und Fledermauskästen. Die Wochenstubenkolonien der Art werden ab Mai besetzt, zwischen Anfang und Ende Juni die Jungen geboren werden. Ende Juli sind die Jungtiere selbstständig, was zu einer Auflösung der Wochenstuben in diesem Zeitraum führt (DIETZ et al. 2007). Im Anschluss folgt die Wanderperiode.

Winterquartiere wurden bisher in Höhlen, Stollen und Kellern nachgewiesen (MESCHEDE & HELLER 2000). Das Wanderverhalten der Großen Bartfledermaus ist kaum untersucht (HUTTERER et al. 2005), Es sind einige kürzere Ortswechsel unter 40 km und mindestens fünf Nachweise einer Wanderung von über 100 km bekannt (BLOHM & HEISE 2003).

Es liegen keine Nachweise der Großen Bartfledermaus zu Wanderaktivitäten oder Nahrungssuchen über dem Meer vor. Sie wurde lediglich an den Abflugorten beobachtet (AHLÉN et al. 2009).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

BERG & WACHLIN (2010c) sehen für die Große Bartfledermaus Nachweislücken in Deutschland. Sie ist zwar aus allen Bundesländern bekannt (vgl. Abbildung 29), aber nirgendwo als häufig eingestuft (MESCHEDE & HELLER 2000). In Deutschland sind Wochenstuben aus verschiedenen Landesteilen

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

mit einer leichten Häufung im Norden bekannt (BOYE et al. 1999). In Schleswig-Holstein gibt es wenige Nachweise von Einzeltieren in Sommer- und Winterquartieren. Bisher wurde für Schleswig-Holstein nur eine Wochenstube bekannt. Säugende Weibchen lassen in Schleswig-Holstein jedoch auf weitere Wochenstuben schließen (BOYE 1993, BORKENHAGEN 2011).

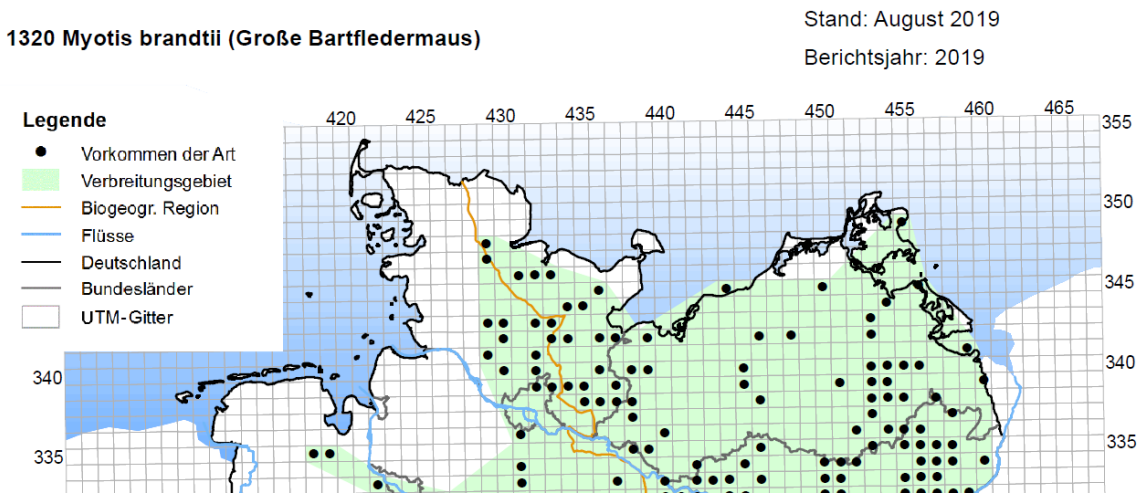


Abbildung 29: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Große Bartfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BfN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

Der LFA M-V (2019e) gibt für die Große Bartfledermaus eine flächige Verbreitung mit lokal stark unterschiedlichen Bestandsdichten an (vgl. Abbildung 30). Der Verbreitungsschwerpunkt liegt dabei in alten, feuchten und strukturreichen Laubwäldern. Vereinzelt wurden Tiere in Winterquartieren nachgewiesen.

Die aktuelle Verbreitungskarte weist in Vorpommern für die Zeit ab 1990 drei Wochenstuben bzw. Fortpflanzungsnachweise, mehr oder weniger regelmäßige Nachweise in fünf Winterquartieren sowie über 20 sonstige Funde auf (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 31).

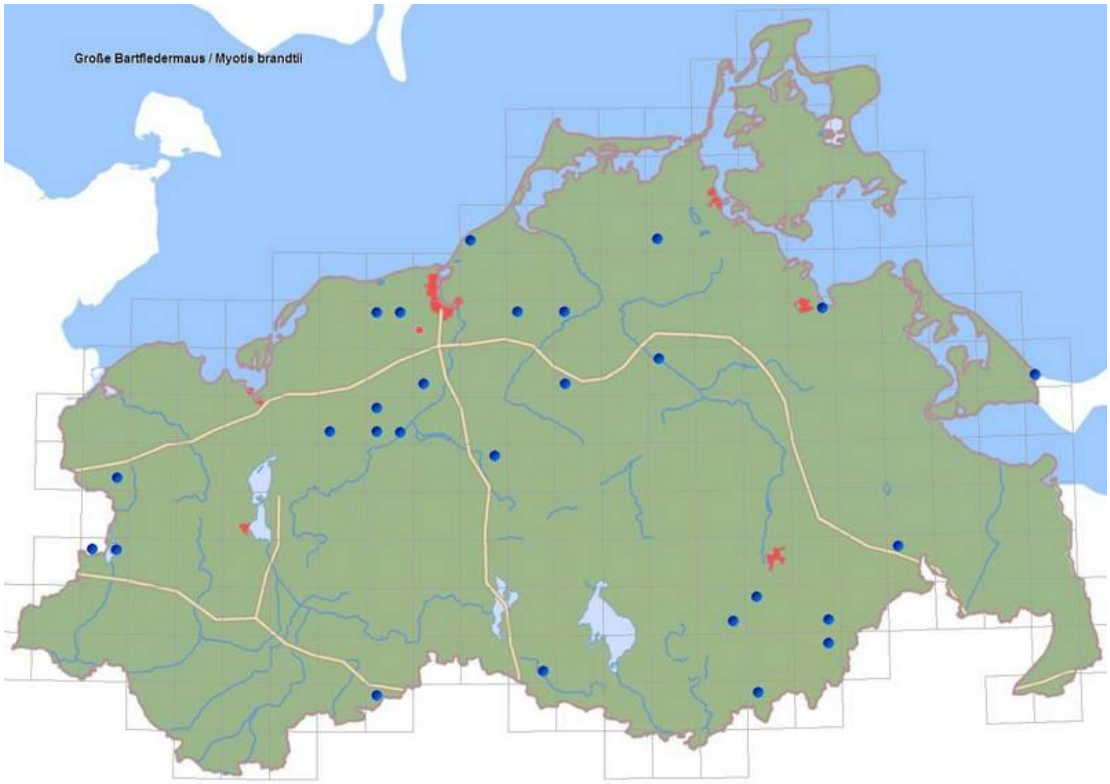


Abbildung 30: Verbreitungskarte der Großen Bartfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019e)

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

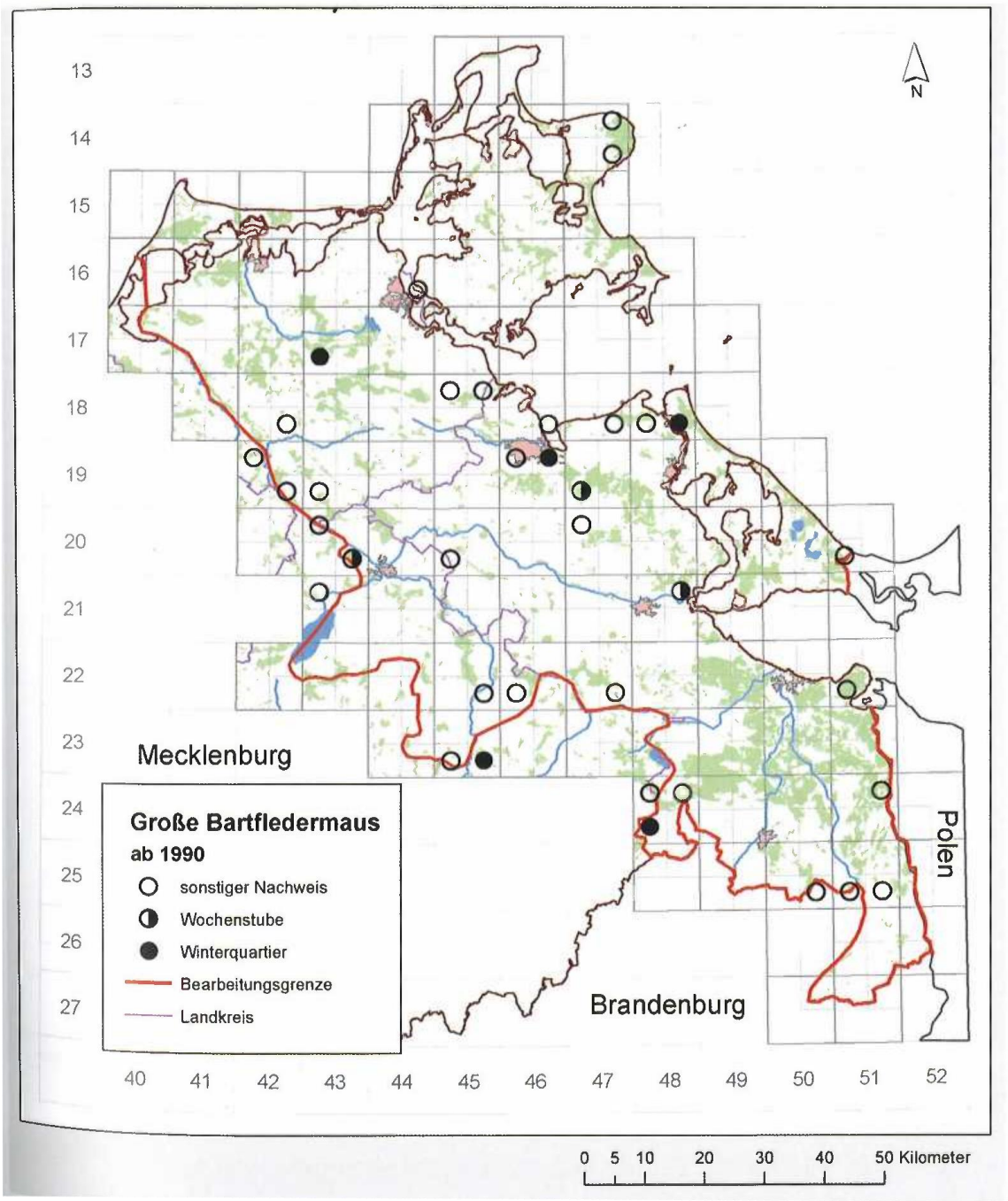


Abbildung 31: Nachweise der Großen Bartfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Kontakte der Großen Bartfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Großen Bartfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Diese Art gilt als Mittelstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), wurde aber bisher nicht über dem Meer nachgewiesen (AHLÉN et al. 2007a, 2009, SEEBENS et al. 2013, SEEBENS-HOYER et al. 2021) Ein Vorkommen überfliegender, wandernder Individuen der Großen Bartfledermaus kann daher ausgeschlossen werden. Es kann maximal das potenzielle Auftreten von Nahrungs- und Jagdflügen erwartet werden.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen dieser „streng geschützten Art“ im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst-case-Annahmen.

Ziehende Große Bartfledermäuse über der Ostsee sind bisher nicht bekannt. Beobachtungen wurden bisher nur landseitig an den dortigen Abflugstandorten beobachtet. Im Herbst jagen die Tiere dabei Insekten in Küstenhabitaten (AHLÉN et al. 2007a, 2009). Die Abflugpunkte wurden in einer Studie identifiziert, indem Fledermäuse direkt beobachtet wurden, wenn sie das Land verließen, durch Feststellung von Ansammlungen in Küstengebieten bei schlechtem Wetter und durch die Erfassung von Arten, die nicht zur Sommerfauna des Gebietes gehören (AHLÉN et al. 2009). Bereits AHLÉN (1997) fand heraus, dass Fledermäuse von spezifischen Abflugpunkten entlang der südschwedischen Küste ihre Migration starten. Aufgrund der Entfernung zur Küste (mind. 10 km) sind auch Nahrungs- und Jagdflüge (siehe Biologie) im Vorhabengebiet nicht zu erwarten. Eine Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist dadurch gering.

Eine Anlockwirkung durch das Licht der Schiffe während der Bau- und Betriebsphase oder durch die Befeuerung der OWEA ist eher nicht zu erwarten. Hierbei sind die Vorbelastungen des

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet zu berücksichtigen. Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich zudem vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Großen Bartfledermäusen rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Auf Individuenebene sind Kollisionen nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist hoch (II.5), bei einem sehr geringen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 5) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit C.9 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Myotis-Arten fliegen bei der Jagd niedrig in der Nähe von Vegetation und haben so ein niedriges Kollisionsrisiko (RODRIGUES et al. 2014). *Myotis*-Arten gelten generell als eher lichtempfindlich (STONE et al. 2015, VOIGT et al. 2018), so dass die Tiere den Bereich des Vorhabens meiden werden. Eine Kollisionsgefahr mit den Aufbauten der Schiffe ist dadurch gering, zumal sich die eingesetzten Schiffe langsam bewegen und so rechtzeitig geortet werden können. Es ist so von keinem signifikant erhöhten Tötungs- und Verletzungsrisiko für die Große Bartfledermaus auszugehen ist. Zudem sind wie bereits erwähnt, keine Nahrungs- und Jagdflüge im Vorhabengebiet zu erwarten.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Großen Bartfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Großen Bartfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase und die Befeuerung der OWEA könnte es zu Störungen während des Nahrungsflugs oder zu Irritationen beim Überflug während der Wanderung kommen. Das Wanderverhalten der Großen Bartfledermaus ist kaum untersucht. Sie gilt als Mittelstrecken-Zieher (HUTTERER et al. 2005), wobei keine Nachweise zu Wanderaktivitäten über dem Meer vorliegen. *Myotis*-Arten gelten generell als eher lichtempfindlich (STONE et al. 2015, VOIGT et al. 2018), so dass die Einzeltiere den Bereich des Vorhabens für Nahrungsflüge meiden werden. Eine Anlockwirkung durch Licht von den Schiffen oder der Befeuerung der OWEA ist daher nicht zu erwarten. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Auch Nahrungs- und Jagdflüge im Vorhabengebiet sind aufgrund der Entfernung zur Küste nicht zu erwarten. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Großen Bartfledermäusen sind demnach ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Große Bartfledermaus *(Myotis brandtii)*

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.9 Wasserfledermaus

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. * RL Vorpommern Kat. 4 RL M-V Kat. * RL Deutschland	FV (günstig) M-V FV (günstig) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Wasserfledermaus nutzt als Wochenstuben- und Sommerquartiere vor allem Baumhöhlen (HELMER 1983, HOLTHAUSEN & PLEINES 2001) und Fledermauskästen, sie besiedelt aber auch Brücken und selten Gebäude (MÜLLER 1991, NAGEL & HÄUSSLER 2003). Wälder, die in der Nähe geeigneter Jagdgebiete liegen, sind von besonderer Bedeutung (MESCHEDE & HELLER 2000). Wasserfledermäuse jagen fast ausschließlich an stehenden und langsam fließenden Gewässern, wo sie in dichtem Flug über der Wasseroberfläche kreisen. Die Jagdgebiete befinden sich in einem Umkreis von bis zu 8 km um das Quartier und werden meist entlang von festen Flugstraßen angeflogen (DIETZ & FITZENRÄUTER 1996). AHLÉN et al. (2009) geben Nachweise der Wasserfledermaus über der offenen See an.

Im April und Mai werden die Wochenstuben bezogen und ab der zweiten Junihälfte wird ein Jungtier geboren, welches bereits nach drei Wochen flugfähig wird (BERG & WACHLIN 2010F).

Wasserfledermäuse sind wanderfreudig. Zwischen Sommer- und Winterquartier legen Wasserfledermäuse meist Entfernungen geringer als 100 km zurück (ROER & SCHOBER 2001). Sie überwintern unter anderem in Baumhöhlen und Felsspalten (DIETZ et al. 2007).

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf Fledermäuse z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Das Verbreitungsgebiet der Wasserfledermaus umfasst nahezu ganz Europa. In Deutschland kommt die Art in allen Bundesländern vor und ist regional in unterschiedlicher Dichte verbreitet (vgl. Abbildung 32). Besonders in den seenreichen Regionen von Schleswig-Holstein, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Mittelfranken in Bayern und in der Sächsischen Oberlausitz ist die Wasserfledermaus mit hohen Populationsdichten vertreten (BOYE et al. 1999).

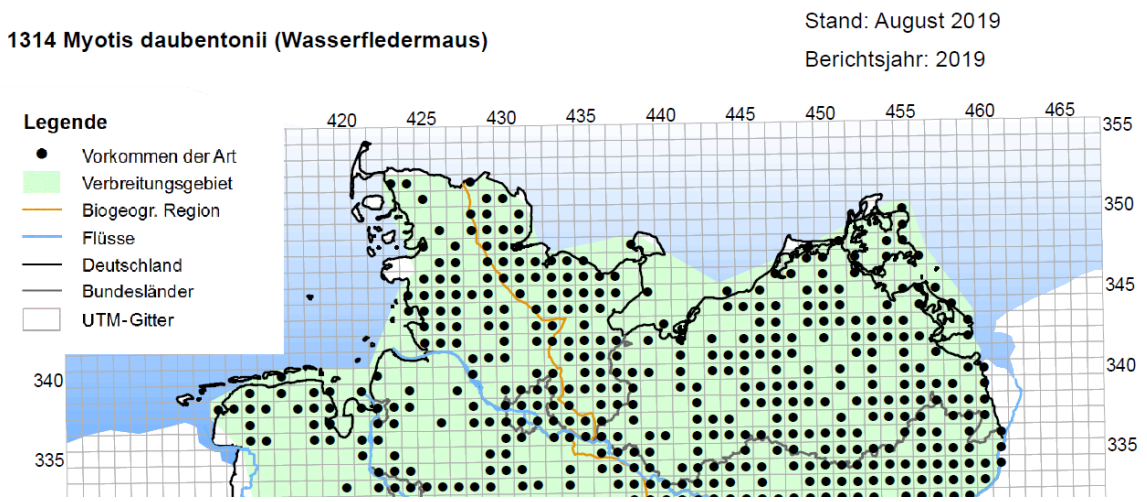


Abbildung 32: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Wasserfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

In LABES et al. (1991) wird die Art für Mecklenburg-Vorpommern mit „häufig“ und in LUNG M-V (2004) als „gleichmäßig verbreitet in ganz M-V“ angegeben. Der Verbreitungsschwerpunkt befindet sich in der Mecklenburger Seenplatte bzw. in weiteren gewässerreichen Gebieten (Abbildung 33). Die Wasserfledermaus wird in allen geeigneten Winterquartieren regelmäßig nachgewiesen (LFA M-V 2019m). Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019g) weist ein nach Norden über das Festland erweitertes Verbreitungsgebiet aus, das weite Teile der Mecklenburger Bucht umfasst (Abbildung 32).

Wie die Fransenfledermaus ist die Wasserfledermaus so gut wie in allen bekannten Winterquartieren in Vorpommern regelmäßig und zum Teil mit deutlich mehr als 100 Tieren anzutreffen. In großen Winterquartieren, wie z. B. in Eldena oder Altentreptow, übertrifft ihre Zahl meist die der Fransenfledermaus (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 34).

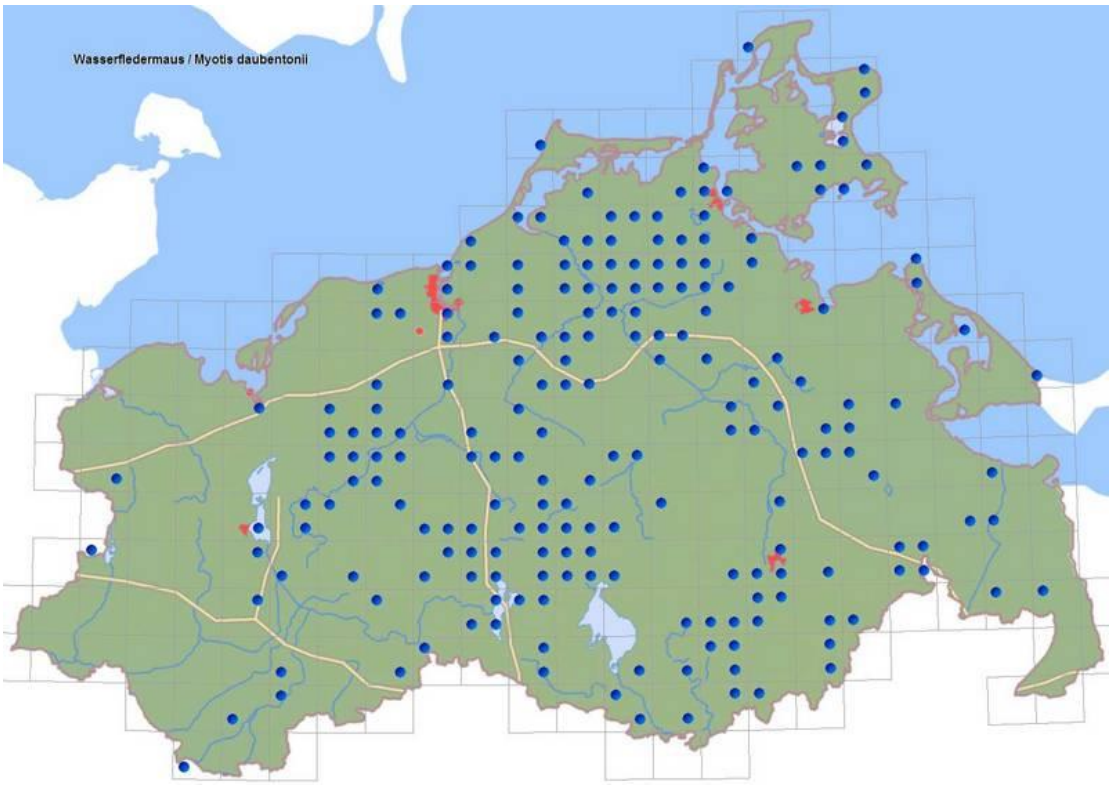


Abbildung 33: Verbreitungskarte der Wasserfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019m)

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

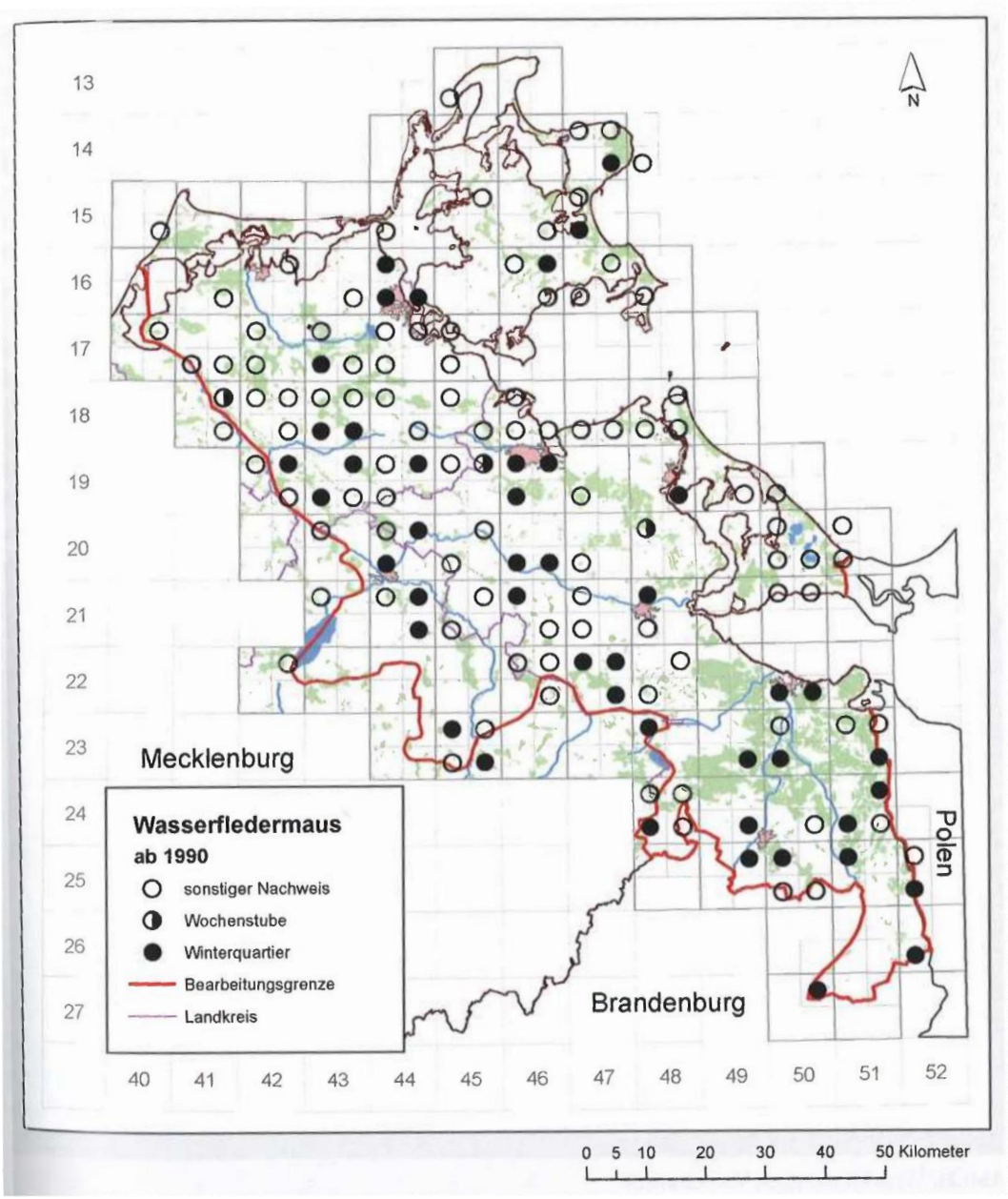


Abbildung 34: Nachweise der Wasserfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Kontakte der Wasserfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Wasserfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Die Art wird vorsorglich als potenziell überfliegend angenommen, da zwar Langstreckenflüge über die Ostsee nicht bekannt sind, aber Aktivitäten über der offenen See nachgewiesen wurden (AHLÉN et al. 2009). Nahrungs- und Jagdflüge sind daher möglich.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen dieser „streng geschützten Art“ im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst-case-Annahmen.

Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Wasserfledermäusen rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Verletzungen und Tötungen der Wasserfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen werden daher ausgeschlossen.

Aus dem Ergebnis der projektspezifischen Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet. Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Wasserfledermäuse sind dagegen möglich, da Aktivitäten über der offenen See nachgewiesen wurden (AHLÉN et al. 2009).

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

Auf Individuenebene sind Kollisionen jedenfalls nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnte beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren. Myotis-Arten fliegen bei der Jagd an Land niedrig in der Nähe von Vegetation und haben so ein niedriges Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten (RODRIGUES et al. 2014). Wasserfledermäuse sind dabei meist in Höhen von 1-5 m bzw. bis zum Kronendach anzutreffen und nur manchmal darüber im direkten Flug (RODRIGUES et al. 2014). Allerdings können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Jagdflüge im Bereich des OWP „Gennaker“ sind mit Blick auf die Ergebnisse der projektspezifischen Erfassungen nicht zu erwarten. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee zudem sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.7), bei einem sehr geringen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 5) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit D.11 als „gering“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Darüber hinaus meiden Wasserfledermäuse Lichtquellen und verlagern an Land nachweislich ihre Flugrouten (STONE et al. 2009).

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sein dürften. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Zwergfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Wasserfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden. Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Durch die Baustellenbeleuchtung und die Befeuerung der OWEA kann es zu Störungen während des Nahrungsflugs oder zu Irritationen beim Überflug während der Wanderung kommen. Wasserfledermäuse jagen fast ausschließlich an stehenden und langsam fließenden Gewässern. AHLÉN et al. (2009) geben allerdings Nachweise der Wasserfledermaus über der offenen See an, sodass nahrungssuchende Wasserfledermäuse im Bereich des Vorhabengebiets anzunehmen sind. Jedoch meiden Wasserfledermäuse Lichtquellen und verlagern nachweislich ihre Flugrouten

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*

(STONE et al. 2009). Deshalb ist davon auszugehen, dass wandernde Wasserfledermäuse den Baubereich meiden werden und eine Anlockwirkung durch Licht der Baustelle und der Befeuerung nicht zu erwarten ist. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von nahrungssuchenden Wasserfledermäusen sind demnach ausgeschlossen.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges der Wasserfledermaus sind allerdings nicht anzunehmen, da offene Gewässer, langsam fließende Bäche und kleinere Flüsse sowie auch Waldlichtungen bevorzugt werden (SWIFT & RACEY 1983, JONES & RAYNER 1988), wobei dabei Gewässer mit Gehölzen am Ufer genutzt werden, da die Wasseroberfläche nicht überall durch Wind bewegt wird (WARREN et al. 2000). Das Vorhabengebiet „Gennaker“ kommt somit als Jagdgebiet eigentlich nicht in Frage.

Allerdings gilt die Wasserfledermaus als Mittelstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), die zwar auch über der Ostsee beobachtet wurden, aber als sesshaft gelten (AHLÉN et al. 2009), sodass ein Überflug über das Vorhabengebiet während der Wanderungszeit eher unwahrscheinlich ist. Während der Wanderungszeit würde es sich – wenn überhaupt – (und daher im worst-case-Fall) um wandernde Einzeltiere handeln, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

Wasserfledermaus *(Myotis daubentonii)*
☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.10 Teichfledermaus

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 1 RL Vorpommern Kat. 1 RL M-V Kat. G RL Deutschland	U2 (ungünstig-schelcht) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Teichfledermaus ist eine mittelgroße Fledermausart, deren Jagdgebiete sich fast immer über größeren stehenden oder langsam fließenden Wasserflächen befinden (BAAGØE 2001b). In 1060 cm Höhe jagen die Tiere meist über vegetationsfreien Wasserflächen, wobei gelegentlich auch flache Uferbereiche abgeflogen werden (LIMPENS 2001). Wiesen und Wälder zählen darüber hinaus zu den Jagdgebieten der Teichfledermaus. Zwischen den Jagdgebieten und Quartieren liegen Entfernungen zwischen 10 - 15 km, allerdings sind auch maximale Flugweglängen von 34 km dokumentiert worden (BOYE et al. 2004). Zwischen den Aktionsräumen nutzen Teichfledermäuse traditionelle Flugstraßen, die sich zum Beispiel an Kanälen oder kleineren Flüssen orientieren (LAPRELL et al. 1997).

Sommerquartiere, also Wochenstuben und Männchenquartiere, werden vornehmlich in Gebäuden bezogen, wobei Dachräume mit Firstbalken und Spalten in Wohn- und Stallgebäuden bevorzugt werden. Einzelne Tiere wurden auch bei der Nutzung von Baumhöhlen und Fledermauskästen beobachtet. Die Jungen werden, nach der Paarung im Spätsommer des Vorjahres, in der ersten Junihälfte geboren. Im August kommt es dann zur Auflösung der Wochenstuben.

Als Winterquartiere werden ausschließlich frostfreie Höhlen, Stollen, Bunker oder Keller genutzt, in denen die Tiere oft einzeln frei an der Wand oder Decke hängen. Teichfledermäuse sind Mittelstreckenzieher, so dass zwischen Sommer- und Winterquartieren bis zu 300 km liegen können. AHLÉN et al. (2009) dokumentierte auch wandernde Teichfledermäuse über der offenen See.

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung durch direkten Kontakt mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

Die Teichfledermaus zählt in Deutschland (vgl. Abbildung 35) zu den sehr seltenen Fledermausarten. Aufgrund ihrer isolierten Vorkommen und relativ geringen Populationsdichte ist die Art stark gefährdet (DIETZ et al. 2007). Einzelne Wochenstuben wurden bisher in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Brandenburg gefunden. Als Überwinterer ist die Art weiter verbreitet, oftmals im Mittelgebirgsraum. Der Bestand in Deutschland wird auf 2.000 - 5.000 Tiere geschätzt (BOYE et al. 2004).

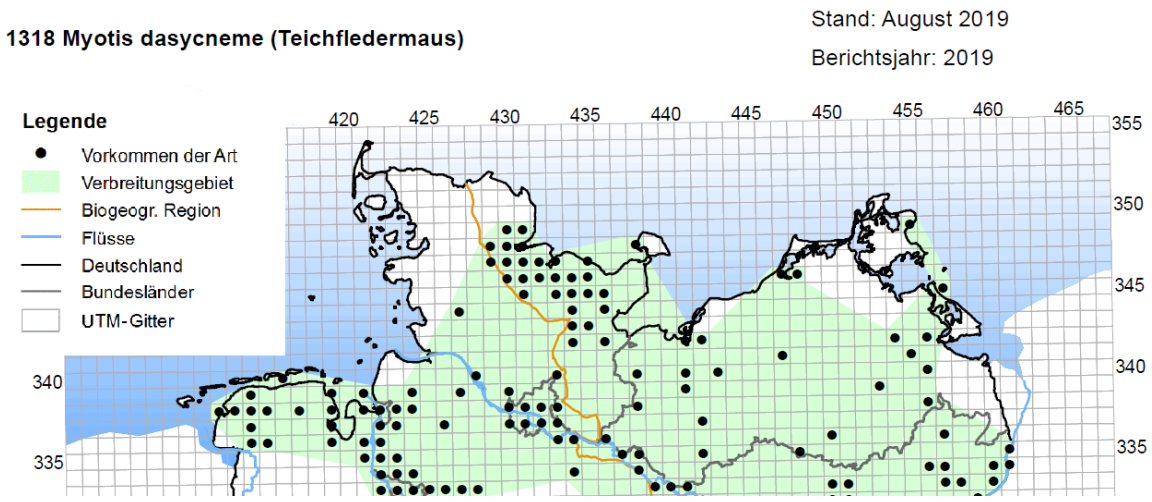


Abbildung 35: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Teichfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

Der LFA M-V (2019l) gibt für die Teichfledermaus mindestens zwei Sommerquartiere und mehrere Winterquartiere an. Insgesamt tritt die Art aber eher selten auf (Abbildung 36). Die Verbreitungskarte im aktuellen Nationalen FFH-Bericht (BFN 2019g) weist auf größere Verbreitungslücken im Nordosten und Südosten Mecklenburg-Vorpommerns hin (Abbildung 35). Im Landesteil Vorpommern konnten bis zum jetzigen Zeitpunkt keine Teichfledermaus-Wochenstuben gefunden werden, dagegen gab es Nachweise von acht Winterquartieren der Teichfledermaus mit jeweils ein bis zwei Tieren. Erwähnenswert ist auch, dass der Atlas des Ssakow Polski, Instytut Ochrony Przyrody (2010) weder auf der Inseln Wollin noch in sonstiger Grenznähe zu Vorpommern Nachweise von Teichfledermäusen zeigt (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 37).

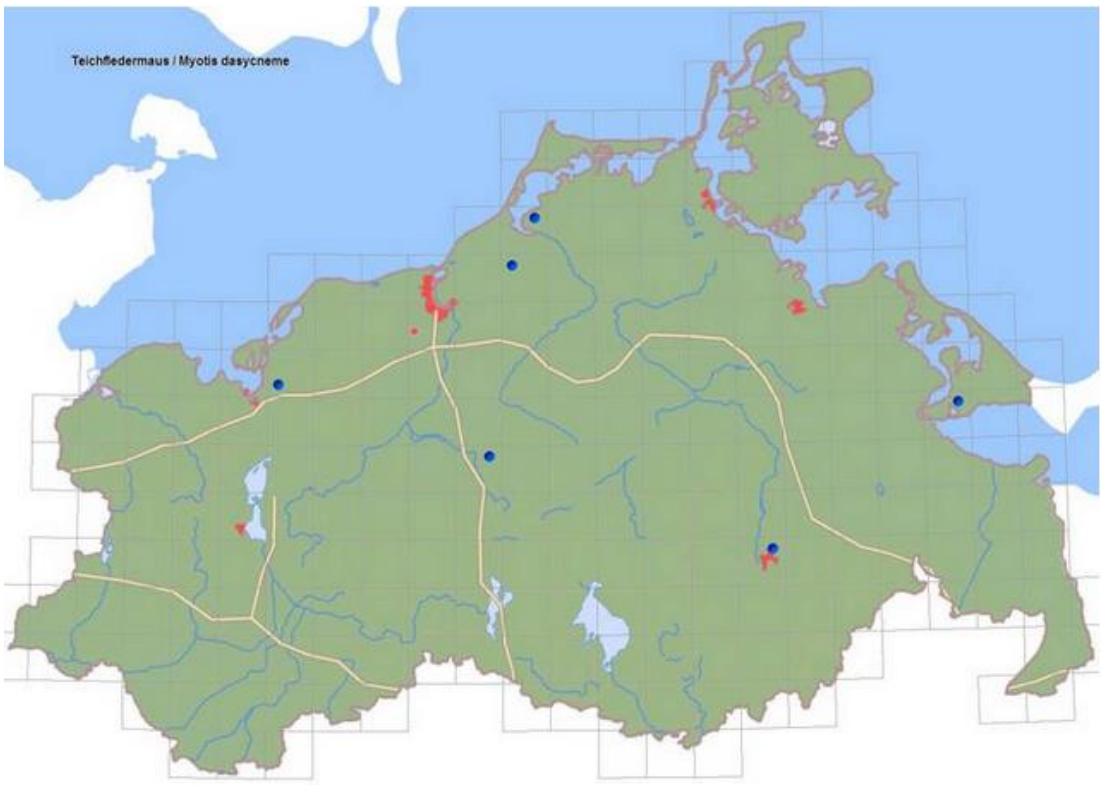


Abbildung 36: Verbreitungskarte der Teichfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019l)

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

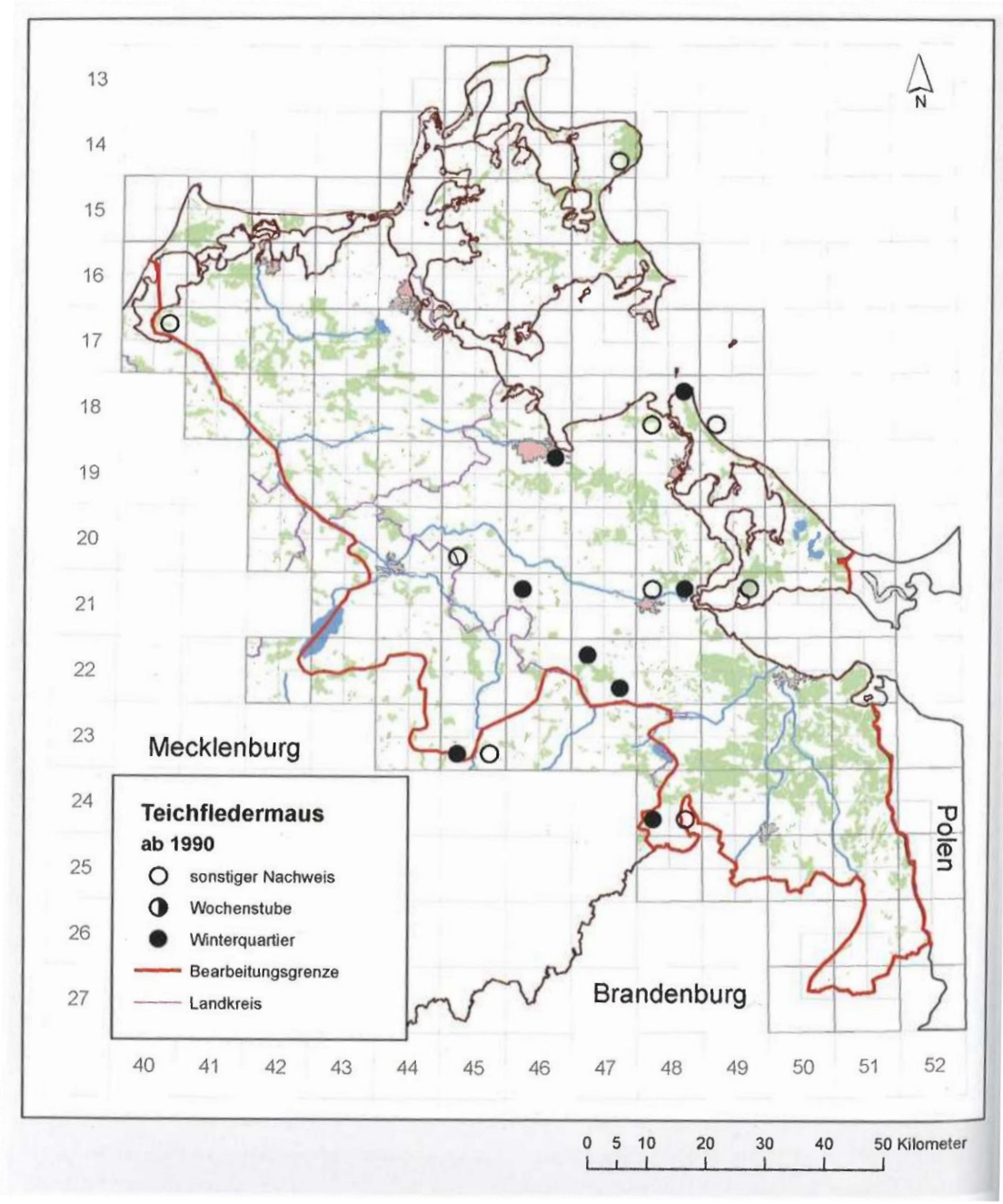


Abbildung 37: Nachweise der Teichfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabensgebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Kontakte der Teichfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Teichfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Die Art wird vorsorglich als potenziell überfliegend angenommen, da Langstreckenflüge über die Ostsee bekannt sind (AHLÉN et al. 2009).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise dieser „streng geschützten Art“ im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst-case-Annahmen.

Ziehende Teichfledermäuse fliegen über der Ostsee niedrig über der Wasseroberfläche (AHLÉN et al. 2007a) und durchfliegen die Rotorebene nur in geringen Anteilen. Studien von RODRIGUES et al. (2014) belegen Flughöhen von hauptsächlich 2-5 m. Eine Kollisionsgefahr mit den Rotoren ist dadurch gering. Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (SEEBENS-HOYER et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Teichfledermaus als gering angesehen. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum ist nicht zu erkennen.

Aus dem Ergebnis der projektspezifischen Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet und auch Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Teichfledermäuse

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

nicht zu erwarten sind. Auf Individuenebene sind Kollisionen dennoch nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist sehr hoch (I.3), bei einem geringen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 4) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.6 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Nahrungsflüge sind bis in 34 km Entfernung von der Wochenstube nachgewiesen und damit potenziell im Vorhabengebiet möglich. Die Teichfledermaus fliegt an Land während der Nahrungssuche, wie oben erwähnt, hauptsächlich auf 2-5 m Höhe. Da sie jedoch eher in der Nähe von Vegetation jagen, ist das Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten auch aus diesem Grund gering (RODRIGUES et al. 2014).

Andererseits können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee dagegen sehr gering sein, womit Jagdflüge an OWEA von Fledermäusen eher die Ausnahme darstellen. Die Teichfledermaus als Art der Gattung *Myotis* gilt zudem als lichtmeidend und zeigt eine hohe Empfindlichkeit gegenüber verkehrsbedingten Lichtemissionen (BRINKMANN et al. 2012), sodass sie den Bereich meiden werden. Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich zudem vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Teichfledermäusen auch bei einer unwahrscheinlichen Anlockwirkung rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bewirkt ist, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Teichfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Nach AHLÉN et al. (2007a) fliegt die Mehrheit der Fledermäuse bei Nacht und bei milden Windverhältnissen (höchstens 10 m/s) über das Meer, die höchste Aktivität wurde bei weniger als 5 m/s festgestellt, die intensivsten Jagdflüge fanden bei 0 m/s und glatter See statt, also zu einer Zeit, in der auch die meisten Insekten flogen. Auch die aktuellen Untersuchungen des Forschungsvorhabens Batmove zeigen, dass Fledermausnachweise schwerpunktmäßig dann auftreten, wenn Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s vorherrschen (SEEBENS-HOYER et al. 2021). Auf offener See sind so niedrige Windgeschwindigkeiten eher selten, so dass die Aktivitäten überwiegend gering sind. Bei diesen geringen Windgeschwindigkeiten trudeln jedoch die Rotoren der OWEA oder drehen sehr langsam, so dass in den am meisten für den Zug geeigneten Nächten nur ein sehr geringes Kollisionsrisiko vorhanden ist.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Wasserfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden. Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art entstehen.

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*

AHLÉN et al. (2009) dokumentiert wandernde Teichfledermäuse über der offenen See, wobei es sich dabei häufig um Einzeltiere oder kleine Gruppen von 2-3 Tieren handelt. Durch die Schiffsbeleuchtung und die Befeuerung der OWEA kann es zu Störungen während des Nahrungsflugs oder zu Irritationen beim Überflug während der Wanderung kommen. Die Jagdgebiete der Teichfledermaus befinden sich fast immer über größeren stehenden oder langsam fließenden Wasserflächen, Nahrungsflüge über dem Meer sind nicht bekannt. Teichfledermäuse gelten als Mittelstrecken-Zieher (HUTTERER et al. 2005). *Myotis*-Arten gelten generell als eher lichtempfindlich (STONE et al. 2015, VOIGT et al. 2018), so dass die Einzeltiere den Bereich des Vorhabens eher meiden werden. Eine Anlockwirkung durch das Licht der Schiffen und der Befeuerung der OWEA ist daher nicht zu erwarten. Zudem sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Teichfledermäusen werden deshalb ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich?

Teichfledermaus *(Myotis dasycneme)*
☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.11 Fransenfledermaus

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. * RL Vorpommern Kat. 3 RL M-V Kat. * RL Deutschland	FV (günstig) M-V FV (günstig) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Fransenfledermäuse besiedeln verschiedene Lebensräume, allerdings werden Wälder von nahezu allen Typisierungen präferiert (DIETZ et al. 2007). Sommerquartiere und Wochenstuben liegen nicht nur in Wäldern, sondern auch im Siedlungsbereich. Als Quartier dienen Mauerspalten, Dachstühle, Baumhöhlen und Baumspalten, sowie Fledermauskästen (MESCHEDE & HELLER 2000). Ihr Winterquartier beziehen Fransenfledermäuse in frostfreien Höhlen und Stollen (TRAPPMANN & BOYE 2004). Dort verkriecht sie sich in enge Spalten und Ritzen, zum Teil auch in Zwischenräume von Stein- und Geröllhaufen (TOPÁL 2001). Fransenfledermäuse gelten als meist ortstreue Art.

Im April und Mai beziehen Fransenfledermäuse ihre Wochenstuben. Kurz vor der Geburt der Jungtiere ab Ende Mai sammeln sich die Weibchen in großen Gruppen in einem Quartier. Direkt nach der Geburt teilen sie sich in mehrere kleinere Wochenstuben auf (TOPÁL 2001).

Die Jagdgebiete der Fransenfledermaus unterscheiden sich je nach Jahreszeit. Während sie im Frühling vorwiegend im Offenland über Feldern und Weiden in Streuobstbeständen und an Hecken oder Gewässern jagt, liegen die Jagdhabitate ab dem frühen Sommer in Wäldern (TRAPPMANN & BOYE 2004) und dort teilweise auch in reinen Nadelbeständen. Jagdgebiete können 170 - 580 ha, im Mittel 215 ha (BERG & WACHLIN 2010b) umfassen, in denen wiederum bis zu sechs Teiljagdgebiete von 2-10 ha intensiv bejagt werden (FIEDLER et al. 2004).

Der Jagdflug ist langsam und oft niedrig (1-4 m über dem Boden), wobei die Tiere auf engem Raum gut manövrieren und in der Luft rütteln können. Die Fransenfledermaus kann Insekten im freien Flug erbeuten oder von der Wasseroberfläche bzw. dem Pflanzenbewuchs (“Gleanern”) aufnehmen (SCHOBER & GRIMMBERGER 1998, TRAPPMANN & CLEMEN 2001, TRAPPMANN & BOYE 2004). Dabei werden sowohl der Boden, als auch die Pflanzen von der unteren Strauchschicht bis hinauf in die Kronenbereiche nach Beutetieren abgesucht. Zweiflügler sowie Schmetterlinge, Käfer, Webspinnen und Weberknechte stellen die Hauptnahrung der Fransenfledermaus dar (BECK 1991, GEISLER & DIETZ 1999).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Das Areal der Fransenfledermaus umfasst gemäß ihrer paläarktischen Verbreitung (MITCHELL-JONES et al. 1999) die gesamte Fläche Deutschlands (vgl. Abbildung 38). Entsprechend ist die Art in weitgehend allen Bundesländern mit Wochenstuben nachgewiesen (BOYE et al. 1999), fehlt aber im Nordwesten (TOPÁL 2001).

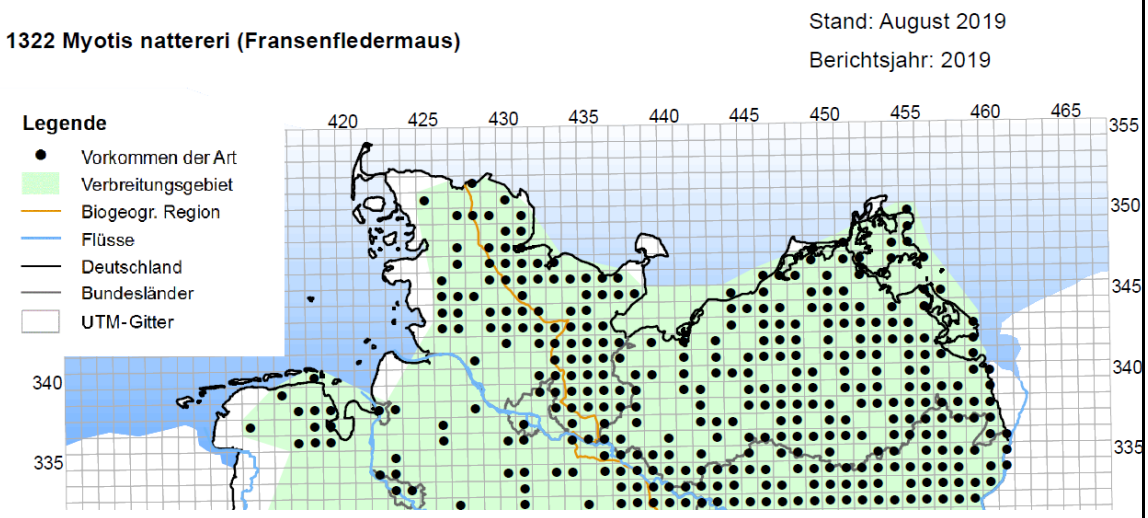


Abbildung 38: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte der Fransenfledermaus nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019d)

Mecklenburg-Vorpommern:

Nach LABES et al. (1991) waren in Mecklenburg-Vorpommern nur wenige Wochenstuben bekannt. In LUNG M-V (2004) wird die Fransenfledermaus als „mit häufigste Art in M-V, die gleichmäßig verbreitet ist“ angegeben. Der LFA M-V (2019d) beschreibt die Verbreitung als flächig und relativ gleichmäßig, wobei Verbreitungsschwerpunkte in Gebieten mit älteren Wäldern liegen (vgl. Abbildung 39). Für Vorpommern werden beispielsweise für die Zeit nach 1990 47 Winterquartiere und vier Wochenstuben angegeben. In großen Winterquartieren überwintern in jedem Winter meist 20 bis 50, in den größeren Winterquartieren sogar bis über 100 Fransenfledermäuse (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 40).

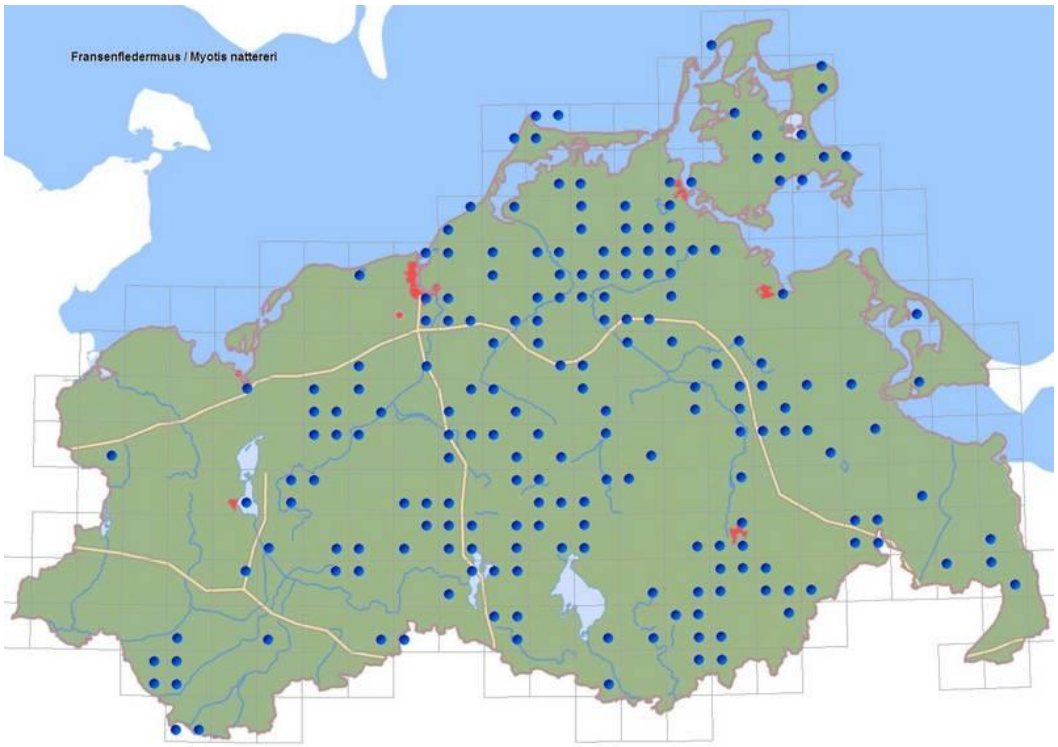


Abbildung 39: Verbreitungskarte der Fransenfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA MV 2019d)

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

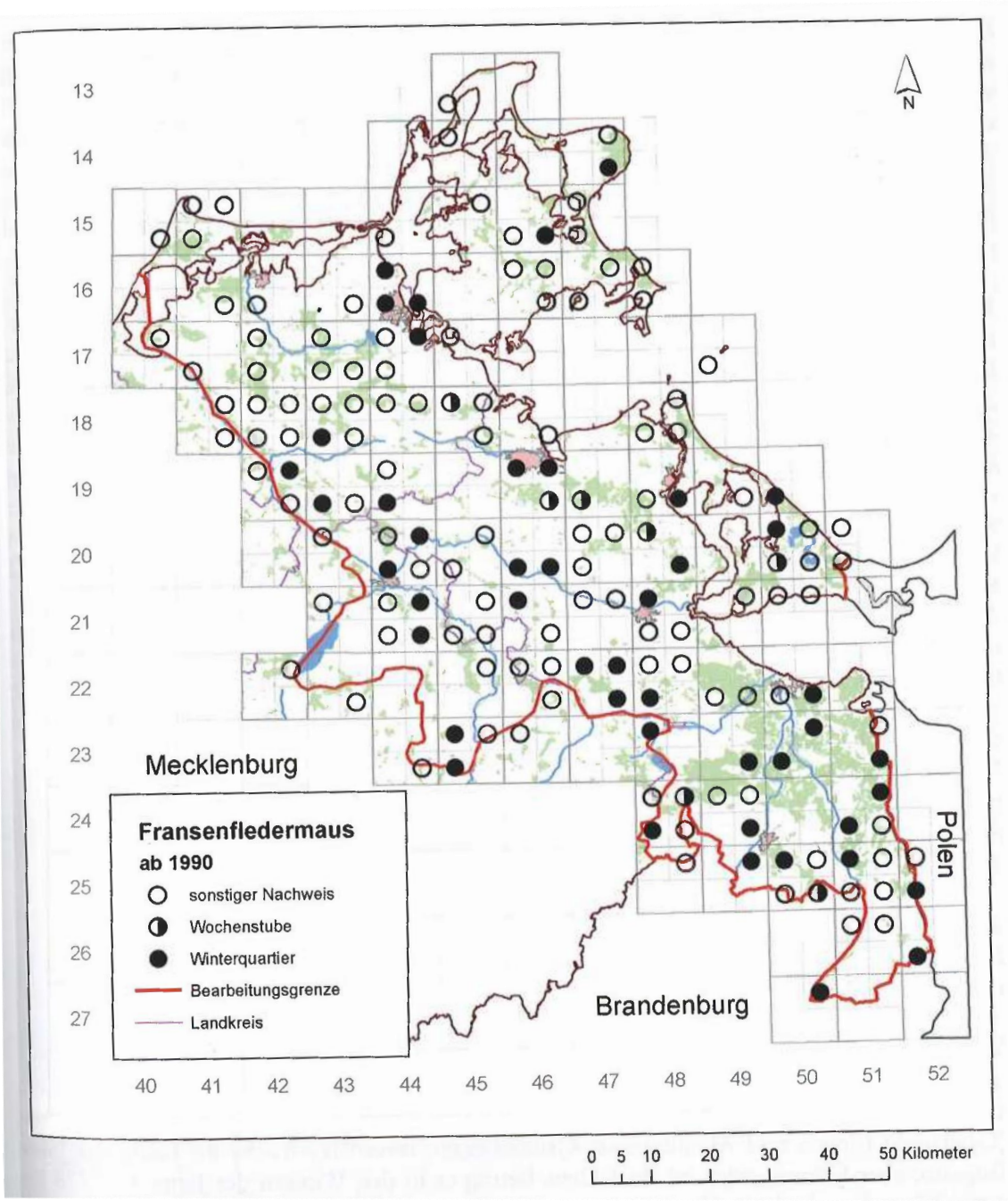


Abbildung 40: Nachweise der Fransenfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum
☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabensgebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Individuen der Fransenfledermaus nachgewiesen (IfAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Fransenfledermaus nachgewiesen (IfAÖ 2025e).

Es liegen keine Nachweise der Fransenfledermaus zu Wanderaktivitäten oder Nahrungssuche über dem Meer vor (Ahlén et al. 2009, u.a. keine Erwähnung bei Seebens-Hoyer et al. (2021)). Allerdings wurden von Seebens et al. (2013) Nachweise im Küstenbereich auf der Greifswalder Oie erbracht.

Es kann daher maximal das potenzielle Auftreten von Nahrungs- und Jagdflügen erwartet werden.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen von Fransenfledermäusen im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst case-Annahmen.

Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von den Fransenfledermäusen rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Verletzungen und Tötungen der Wasserfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen werden daher ausgeschlossen.

Nach den Ergebnissen des Forschungsvorhabens Batmove sind über der Ostsee keine Konzentrationsbereiche ziehender Fledermäuse zu erkennen (Seebens-Hoyer et al. 2021, vgl auch Kap. 4), so dass nicht mit einem erhöhten Aufkommen im Vorhabengebiet zu rechnen ist. Daher und mit Blick auf die projektspezifisch im Vorhabengebiet gewonnenen Ergebnisse wird die Bedeutung des Vorhabengebiets für die Fransenfledermaus als gering eingeschätzt. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen. Aus dem Ergebnis der projektspezifischen Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet und auch Nahrungsflüge stationär lebender Fransenfledermäuse nicht zu erwarten sind. Auf Individuenebene sind Kollisionen dennoch nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare, wie bei SKIBA (2007) als worst-case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem sehr geringen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 5) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit D.10 als „gering“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Myotis-Arten fliegen bei der Jagd niedrig in der Nähe von Vegetation und haben so ein niedriges Kollisionsrisiko (RODRIGUES et al. 2014). Allerdings können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee aber sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten. Die Fransenfledermaus gehört eher zu den lichtscheuen Arten (VOIGT et al. 2018). Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Fransenfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise der Fransenfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungszeiten“ sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht völlig ausgeschlossen, aber sehr unwahrscheinlich, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden.

Jagdgebiete der Fransenfledermaus liegen je nach Jahreszeit vor allem in Wäldern oder im Offenland über Feldern und an Gewässern (TRAPPMANN & BOYE 2004). Die Fransenfledermaus gilt als stationär und eher als Kurzstreckenzieher (HUTTERER et al. 2005), wobei keine Nachweise zu Wanderaktivitäten über dem Meer vorliegen. *Myotis*-Arten gelten generell als eher lichtempfindlich (STONE 2015, VOIGT et al. 2018). Eine Anlockwirkung durch Licht der beleuchteten OWEA (Flug- und Schiffssicherheit) ist daher nicht zu erwarten. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Fransenfledermäusen sind deshalb ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Fransenfledermaus *(Myotis nattereri)*

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.12 Braunes Langohr

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. G RL Vorpommern Kat. 4 RL M-V Kat. 3 RL Deutschland	FV (günstig) M-V FV (günstig) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Das Braune Langohr gilt als heimlich lebender Waldbewohner, meidet aber nur ausgesprochen waldarme Gebiete (MESCHEDE & HELLER 2000). Bevorzugt werden strukturreiche Laubwälder (FUHRMANN & SEITZ 1992), wobei das Spektrum an genutzten Wäldern generell hoch ist. Die Jagdflüge führt das Braune Langohr somit überwiegend im Wald durch, wobei auch andere gehölzreiche Flächen als Jagdgebiete dienen können (SWIFT 1998). Der Aktionsraum eines Tieres kann in Abhängigkeit vom Struktur- und Nahrungsangebot 1 bis 40 ha groß sein (FUHRMANN & SEITZ 1992).

Als Sommerquartiere dienen vor allem Bäume und Gebäude (Dachboden), deren Spalten und Löcher von den Tieren genutzt werden. Aber auch Nist- und Fledermauskästen werden von dem Braunen Langohr angenommen (PETERSEN et al. 2004). Wochenstubenkolonien in Baumhöhlen, Nistkästen und auf Dachböden sind ab April bis September belegt und umfassen meist 5 bis 25, selten bis zu 100 Tiere (SWIFT 1998; MESCHEDE & HELLER 2000). Während der ersten drei Juliwochen werden die Jungen geboren (SWIFT 1991).

Als Winterquartiere dienen Höhlen, Stollen und Keller (SWIFT 1991). Der Winterschlaf dauert von Ende November bis Anfang März. In dieser Zeit wechseln die Tiere mehrfach ihren Hangplatz oder auch das Quartier (SWIFT 1998).

Die Art ist nur wenig wanderfreudig. Sommer- und Winterquartiere liegen selten mehr als 20 km auseinander. Auch die weitesten Wanderungen erstrecken sich fast nie über 50 km (HORÁCEK 1975, SWIFT 1991). Es liegt nur ein einziger Nachweis des Braunen Langohres über dem Meer vor (AHLÉN et al. 2009). Das Braune Langohr fliegt langsam in niedriger Höhe (3 - 6 m) und nahe an Vegetationsstrukturen entlang.

Kollisionen mit WEA können zum einen beim Jagd- und Transferflug im freien Luftraum sowie während des Zuges auftreten (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Deutschland:

In Deutschland kommt das Braune Langohr flächendeckend vor (vgl. Abbildung 41), ist im waldarmen Tiefland jedoch seltener als im Mittelgebirge (BOYE et al. 1999).

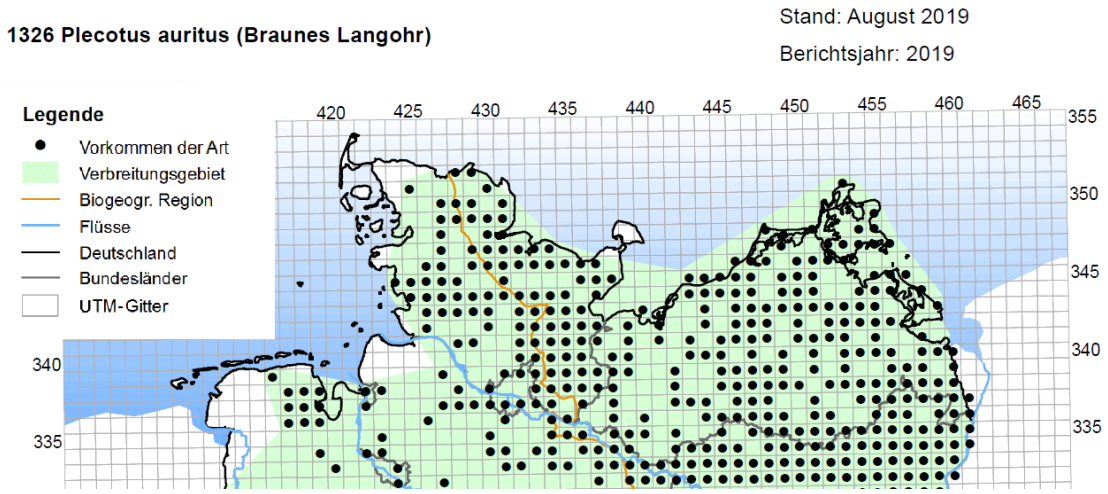


Abbildung 41: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Braunen Langohrs nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019e)

Mecklenburg-Vorpommern:

In LUNG M-V (2004) wird die Art als „landesweit verbreitet, aber niedrige Bestände in Sommer- und Winterquartieren“ angegeben. Der LFA M-V (2019b) sieht neben der gleichmäßig, flächigen Verbreitung, einen Schwerpunkt in Laub- bzw. Laubmischwäldern sowie in Städten und Dörfern mit wald- bzw. gehölzreichen Strukturen (Abbildung 42).

Die Zahl der Quartiere mit überwinternden Braunen Langohren in Vorpommern hat sich ab 1990 auf 53 erhöht (GRIMMBERGER et al. 2020, Abbildung 43). Die Abbildung zeigt auch, dass das Braune Langohr in Vorpommern flächendeckend verbreitet ist.

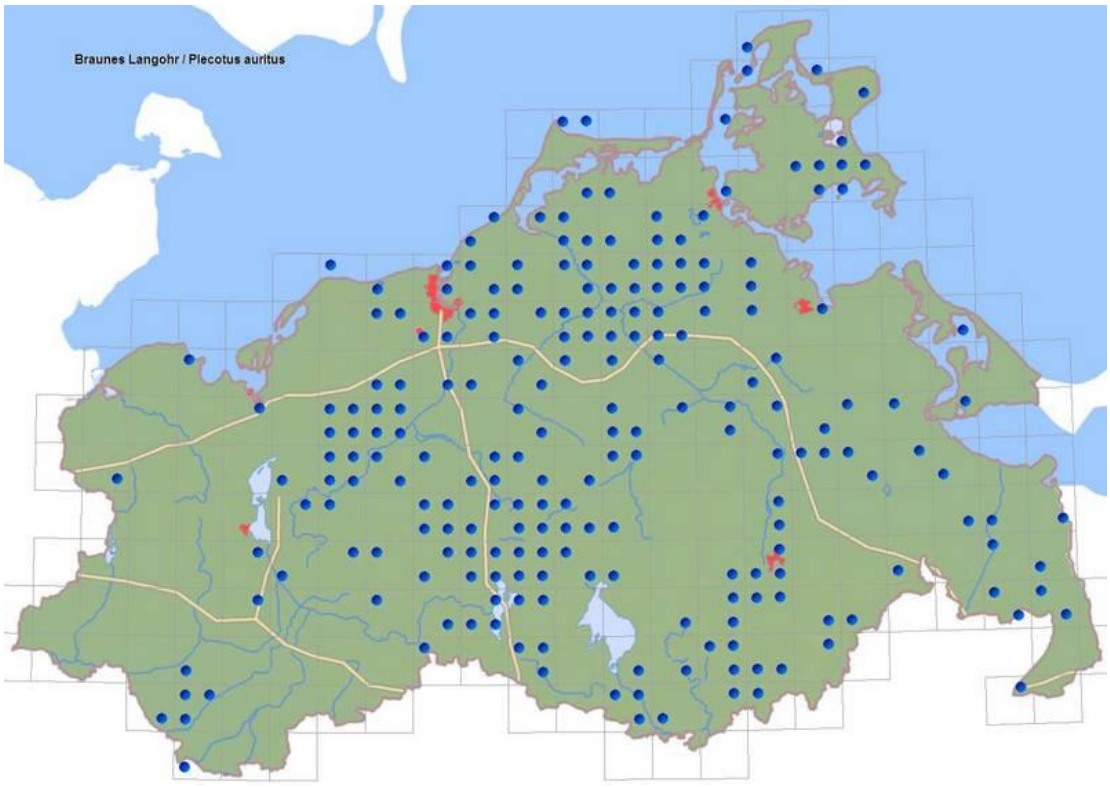


Abbildung 42: Verbreitungskarte des Braunen Langohrs in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V, 2019b)

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

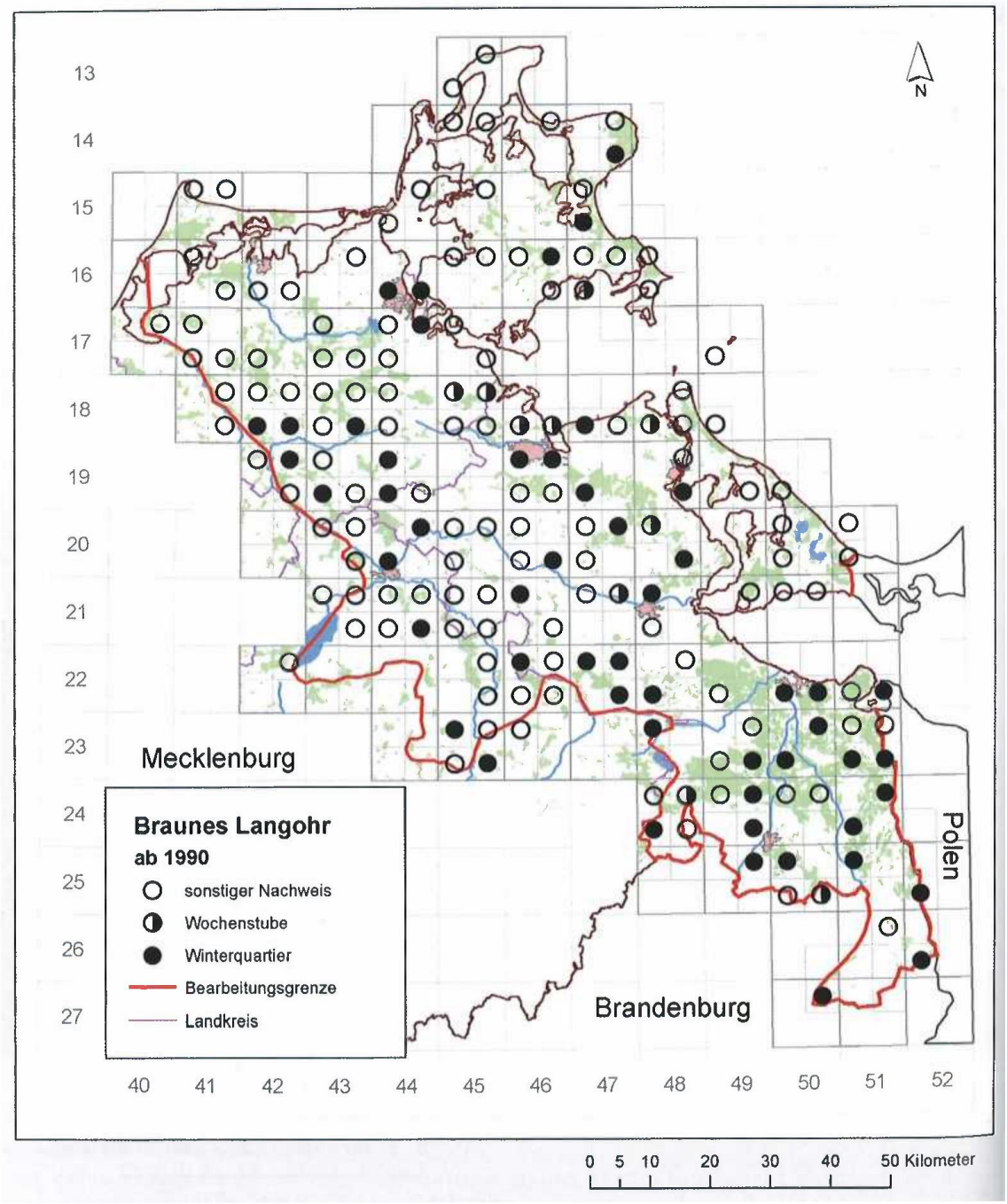


Abbildung 43: Nachweise des Braunen Langohrs in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabensgebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Individuen des Braunen Langohrs nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte des Braunen Langohrs nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Wanderungen über die Ostsee sind bisher nicht bekannt (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Die Art wird vorsorglich als potenziell überfliegend angenommen, da zwar Langstreckenflüge über die Ostsee nicht bekannt sind, aber Aktivitäten über der offenen See nachgewiesen wurden (AHLÉN et al. 2009).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen des Braunen Langohrs im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst case-Annahmen.

Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie vom Braunen Langohr rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Verletzungen und Tötungen der Wasserfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen werden daher ausgeschlossen.

Aus dem Ergebnis der projektspezifischen Untersuchungskampagne lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee bzw. im Untersuchungsgebiet wahrscheinlich keine Zugaktivität stattfindet und auch Nahrungsflüge stationär lebender Brauner Langohren nicht zu erwarten sind. Da die Tiere normalerweise unmittelbar über der Wasserfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen in der Regel nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich möglich.

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Der Bereich des OWP kommt aufgrund der Habitatansprüche (siehe oben) aber nicht als bevorzugtes Jagdgebiet in Frage.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem sehr geringen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 5) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit D.10 als „gering“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Das Braune Langohr fliegt an Land während der Nahrungssuche bis unter das Kronendach und darüber hinaus. Da sie jedoch eher in der Nähe von Vegetation jagen, ist das Kollisionsrisiko mit WEA in offenen Habitaten gering (RODRIGUES et al. 2014). Allerdings können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee jedoch sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten. Darüber hinaus gilt das Braune Langohr zudem als lichtscheue Art (VOIGT et al. 2018) und wird den Bereich des Vorhabens meiden. Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko des Braunen Langohrs durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise des Braunen Langohrs erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung während der Bau- und Betriebsphase (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht völlig ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen während des Nahrungsfluges des Braunen Langohrs sind allerdings nicht anzunehmen, da Braune Langohren überwiegend im Wald oder anderen gehölzreichen Flächen (SWIFT 1998) jagen. Das Vorhabengebiet Gennaker“ kommt so nicht als Jagdgebiet in Frage.

Die Art gilt als nur wenig wanderfreudig, allerdings gibt AHLÉN et al. (2009) einen Nachweis des Braunen Langohrs über der offenen See an, sodass ein Überflug durch Braune Langohren im Bereich des Vorhabengebiets während der Wanderungszeit nicht gänzlich ausgeschlossen ist. Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist.

Das Braune Langohr gilt zudem als eher lichtempfindlich (VOIGT et al. 2018). Deshalb ist davon auszugehen, dass eine Anlockwirkung durch Licht von der Baustelle (inkl. der Schiffe) und der Befeuerung der OWEA nicht zu erwarten ist und die wandernden Einzeltiere den Vorhabenbereich meiden werden. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden

Braunes Langohr *(Plecotus auritus)*

Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Braunen Langohren werden deshalb ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.2.13 Nordfledermaus

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. R RL Vorpommern Kat. 0 RL M-V Kat. 3 RL Deutschland	FV (günstig) M-V U1 (unzureichend) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die Nordfledermaus ist eine typische gebäudebewohnende Fledermaus, deren Wochenstubenquartiere sich größtenteils in Zwischendächern und Wandverkleidungen, in Spalten an Gebäuden und häufig im Bereich von Kaminverkleidungen sowie Dachfirsten befinden (OHLENDORF 1989, GERELL & RYDELL 2001). Nur sehr selten werden Wochenstuben in Baumhöhlen und Nistkästen gefunden (STEINHAUSER 1999, MARKOVETS et al. 2004, MÜHLETHALER & MÜHLETHALER 2010). In der Umgebung der Wochenstubenquartiere überwiegen in der Regel gewässerreiche Nadel- und Laubwälder.

Nordfledermäuse jagen ausschließlich fliegende Insekten, wobei den Hauptbestandteil der Nahrung Zuckmücken und größere Zweiflügler (andere Mücken, Schnaken und Fliegen) stellen (BECK 1995, STEINHAUSER 1999). Im Frühjahr und Herbst jagen die Tiere überwiegend Nachtschmetterlinge an Straßenlaternen. Dabei werden größere Insektenschwärme umkreist und die Insekten im Sturzflug erbeutet (RYDELL 1990, 1992, 1993).Die Nordfledermaus fliegt bei der Jagd mit 20 km/h (maximal 30 km/h) und bewegt sich während des Jagdfluges überwiegend in 5-10 m Höhe (RYDELL 1986, 1993). Häufig benutzt sie gewohnte Flugrouten, um in die Jagdgebiete zu gelangen. Die Nahrung wird in raschem und wendigem Flug entlang von sogenannten Leitelementen wie Hecken, Baumreihen oder Waldrändern erbeutet. Im freien Luftraum in einer Höhe von 2-50 m, vorzugsweise an Straßenlaternen und bis über die Baumkronen wird ebenfalls gejagt (RYDELL 1990, 1992, 1993, STEINHAUSER 1999). Aktuelle Erkenntnisse belegen bei der Futtersuche und dem direkten Flug auch Flughöhen von über 50 m (RODRIGUES et al. 2014).

Bisher wurde, aufgrund der Ringwiederfunde, bei der Nordfledermaus von einer relativ ortstreuen Art ausgegangen. Allerdings konnten vereinzelt schon Entfernungen zwischen Fang und Wiederfundort von 100 bis 450 km nachgewiesen werden (TRESS 1994). Es ist zudem bekannt, dass die Art teilweise die offene See überfliegt, wie mehrere Funde auf den Färöer Inseln und auf Ölplattformen in der Nordsee belegen. Sie deuten auf ein zumindest vereinzelt stattfindendes Wanderverhalten hin (DIETZ et al. 2007). Trotzdem scheinen nicht generell saisonal gerichtete Wanderungen zwischen den Wochenstuben- und den Überwinterungsgebieten stattzufinden. Die Nordfledermäuse streifen offenbar im Frühjahr und Spätherbst über große Strecken umher (TRESS 1994).

Winterquartiere der Nordfledermaus befinden sich zumeist in vergleichsweise kühlen und trockenen unterirdischen Kellern, Stollen oder in Höhlen, mit Temperaturen von 0-5°C, in denen sich die Tiere überwiegend in Spalten verstecken oder seltener frei hängen (OHLENDORF 1987).

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

Eine Kollisionsgefährdung mit den OWEA kann daher nicht völlig ausgeschlossen werden, da Fledermäuse auch im Küstenbereich jagen (AHLÉN et al. 2007a) und die Ostsee überqueren (AHLÉN et al. 2009). WEA an Land und auf See haben nachweislich eine anziehende Wirkung auf manche Fledermausarten z. B. hinsichtlich der Nahrungsquellen (AHLÉN et al. 2007a, RYDELL et al. 2010b, CRYAN et al. 2014, ROELEKE et al. 2016). Neben der Gefährdung aufgrund des direkten Kontaktes mit den Rotorblättern wird auch von möglichen Barotraumata aufgrund des Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ausgegangen (BAERWALD et al. 2008).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Die Nordfledermaus *(Eptesicus nilssonii)* ist eine nordische Art mit einem Verbreitungsschwerpunkt nördlich 60°, die in Deutschland ihre südlichste Verbreitungsgrenze erreicht (BSH 2009). Die Hauptvorkommen liegen in Nordeuropa und in den mitteleuropäischen Hochgebirgen (PETERSEN et al. 2004). Die Nordfledermaus ist vor allem im NE Europas verbreitet und zählt in den skandinavischen Ländern zu den häufigsten Fledermausarten. Die W-Grenze ihrer Verbreitung liegt im E Frankreichs (MITCHELL-JONES et al. 1999). In Deutschland fehlen Nachweise in der atlantischen Zone, ansonsten ist sie flächendeckend, aber nur selten nachgewiesen. Überwinternde Tiere werden regelmäßig nachgewiesen, Wochenstubenfunde sind selten und liegen v. a. aus den waldreichen Regionen Niedersachsens und Sachsen-Anhalts (Harz), Thüringens, Bayerns und Sachsens (Erzgebirge) vor. An den Küsten und im Norddeutschen Tiefland fehlen Nachweise (BOYE et al. 1999). Wochenstubenfunde und Sommernachweise liegen vor allem aus Mittelgebirgslagen vor (z. B. WEISHAAR 1989, OHLENDORF 1989, SKIBA 1990, 1995, TIPPMANN & SCHULENBURG 1999). Diese Art ist gelegentlich auf Öl-Plattformen in der Nordsee gesichtet worden (WALTER et al. 2005). Ansammlungen der Nordfledermaus wurden zudem in Küstenregionen Südschwedens beobachtet (AHLÉN 1997). Die bisherigen Beobachtungen weisen darauf hin, dass die Nordfledermaus eventuell Langstrecken-Wanderungen übers Meer unternimmt (BSH 2009). Vorkommen wandernder oder überwinternder Tiere sind in vielen Teilen Deutschlands nachgewiesen, jedoch nicht in der atlantischen biogeografischen Region. Nur sehr wenige Wochenstuben wurden bisher gefunden, die zudem überwiegend in geografisch eng begrenzten waldreichen Mittelgebirgslagen liegen (PETERSEN et al. 2004).

Für Deutschland liegen aktuell zahlreiche Nachweise vor, isolierte Vorkommen gibt es vor allem im Harz, dem Sauerland, dem Vogelsberg, dem Westerwald, dem Hunsrück und dem Pfälzer Wald. Im Süden bis Südosten wurden Nordfledermäuse im Thüringer Wald, dem Erzgebirge, dem Frankenwald, dem Oberpfälzer Wald, dem Böhmerwald und dem Bayerischen Wald sowie auf der Schwäbischen Alb und im Schwarzwald nachgewiesen. Nördlich der Grenze-Berlin-Hannover gibt es aktuell keine Vorkommen mehr (vgl. BFN 2019d).

Mecklenburg-Vorpommern:

In M-V konnten bisher nur drei Nachweise in 100 Jahren (vorwiegend in Küstennähe) festgestellt werden. Es werden aber weitere Vorkommen insbesondere zur Zugzeit vermutet (http://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Nordfledermaus.68.0.html). Eine Verbreitung der Art ist in M-V nur sehr

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

kleinräumig für das Gebiet Graal-Müritz angegeben (vgl. Abbildung 44). Die Seegewässer nördlich der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst könnten daher überflogen werden.

Im Nationalen FFH-Bericht 2019 (https://www.bfn.de/ffh-bericht-2019) weist die Verbreitungskarte der Nordfledermaus (Stand: August 2019) keine Vorkommen bzw. kein Verbreitungsgebiet in Mecklenburg-Vorpommern einschließlich des Küstenmeeres aus (auf eine Darstellung wird daher an dieser Stelle verzichtet). Vorkommen der Art liegen weiter südlich in großer Entfernung zum hier betrachteten Vorhaben (vgl. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_FFH_Bericht_2019/Verbreitungskarten/mam_fled_a-n_kombination.pdf). 2013 erfolgte ein Nachweis auf der Greifswalder Oie (SEEBENS et al. 2013) und am 05.08.2015 wurde eine Nordfledermaus als Schlagopfer im Windpark Neetzow-Liepen erfasst (BERG et al. 2018). Der bisher letzte Fund gelang am 31.01.2017 in einem Winterquartier in Karlshagen auf Usedom (BERG et al. 2018, vgl. Abbildung 45).

Wie oben bei der Bestandsbeschreibung mitgeteilt, wird jedoch laut BSH (2009) und (2014) abgeleitet, dass die Nordfledermaus die Ostsee überquert.



Abbildung 44: Verbreitungskarte der Nordfledermaus in Mecklenburg-Vorpommern (nach LFA M-V 2019h)

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

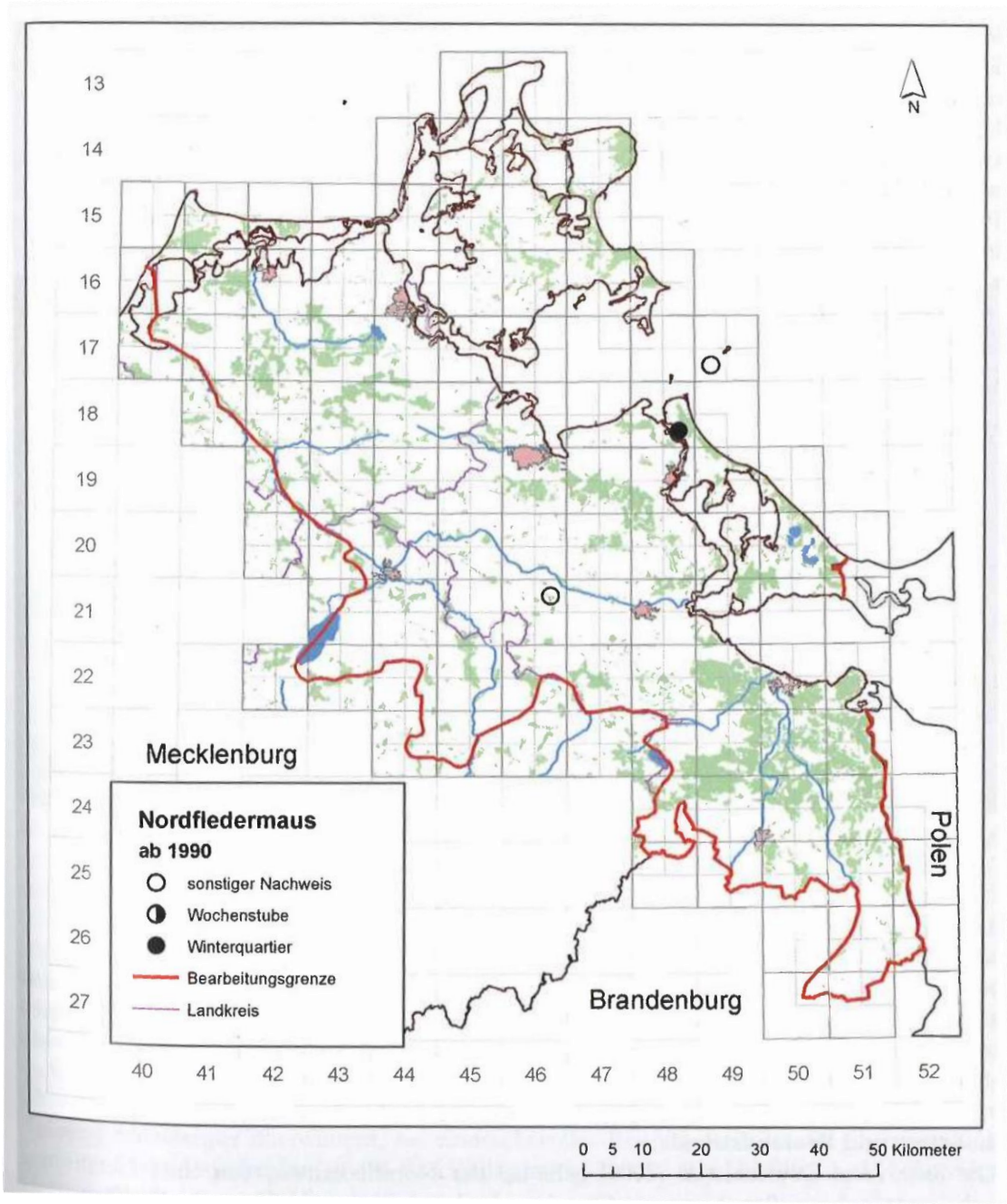


Abbildung 45: Nachweise der Nordfledermaus in Vorpommern ab 1990 (aus GRIMMBERGER et al. 2020)

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Über der Ostsee wurde die Nordfledermaus mehrfach nachgewiesen (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Die bisherigen Beobachtungen weisen darauf hin, dass die Art eventuell Langstrecken-Wanderungen übers Meer unternimmt (BSH 2009). Im Rahmen der Untersuchungen zum Fledermauszug über die Ostsee im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ wurden in den Untersuchungsjahren 2014 und 2016 jeweils zwischen April und Oktober sowie im Untersuchungsjahr 2023/24 von September 2023 bis August 2024 Fledermauserfassungen durchgeführt. Es wurden keine Individuen der Nordfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Zusätzlich wurde im Untersuchungsjahr 2023/24 eine stationäre Dauererfassung auf der Messstation Darßer Schwelle installiert. Im Untersuchungsjahr 2016 erfolgte die Erfassung der Fledermausrufe ebenfalls auf der Messstation Darßer Schwelle. Dabei wurden keine Kontakte der Nordfledermaus nachgewiesen (IFAÖ 2025e).

Die Art wird vorsorglich als potenziell überfliegend angenommen, da vor allem Nahrungs- und Jagdflüge möglich sind.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen (vgl. Kap. 6.3)

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Da keine Nachweise zum Vorkommen Nordfledermaus im Vorhabengebiet vorliegen, sind die nachfolgenden Prognosen theoretische worst case-Annahmen.

Die im Rahmen des Vorhabens eingesetzten Schiffe bewegen sich vergleichsweise langsam (überwiegend tagsüber, nachts nur in Ausnahmefällen z. B. Wartungs- und Reparaturarbeiten). Dadurch können sie von der Nordfledermaus rechtzeitig geortet werden und die Tiere aktiv ausweichen. Verletzungen und Tötungen der Wasserfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen werden daher ausgeschlossen.

Laut SKIBA (2007) und den schwedischen Studien von AHLÉN et al. (2009) werden Fledermäuse durch Insekten an den OWEA und durch die Anlagen selbst angelockt, um dort überwiegend ihre Beute zu jagen und vermutlich auch ausruhen zu können. Dabei können sie durch Nachlaufströmungen und Turbulenzen mit dem Turm kollidieren bzw. direkt von Rotorblättern erfasst werden.

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

Ferner können die Tiere als Folge des entstehenden Unterdrucks in der Nähe der Rotoren ein Barotraumata erleiden.

Da keine Konzentrationsbereiche im betrachteten Seegebiet bekannt sind, wird die Bedeutung des Vorhabengebietes für die Nordfledermaus (da keine Nachweise erfolgten hier als worst case-Annahme) als gering angesehen. Eine regelmäßige Nutzung des Gebietes als Durchflug- bzw. -zugraum war nicht zu erkennen.

Aus den Ergebnissen der Untersuchungskampagne sowie des Forschungsvorhabens Batmove lässt sich ableiten, dass im küstennahen Bereich der südlichen Ostsee wahrscheinlich keine Zugaktivität der Nordfledermaus und maximal Nahrungsflüge stattfinden. Auf Individuenebene sind Kollisionen jedoch nicht völlig auszuschließen, d. h. Einzelexemplare wie bei SKIBA (2007) als worst case-Szenario angegeben, könnten beim Insektenfang mit den Rotoren oder den OWEA-Türmen kollidieren.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist sehr hoch (II.5), bei einem sehr hohen artspezifischen Kollisionsrisiko (Stufe 1) angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) für WEA an Land ist mit B.5 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Eine Einschätzung des vMGI für Vorhaben im marinen Bereich ist zurzeit noch nicht verfügbar.

Die Nordfledermaus fliegt an Land während der Nahrungssuche auch in Höhen von > 50 m (RODRIGUES et al. 2014). Zudem können WEA einen Anlockeffekt auf vorbeifliegende Fledermäuse aufgrund der baum- und gebäudeähnlichen Bauweise (HORN et al. 2008, BRINKMANN et al. 2011, CRYAN et al. 2014), durch ein erhöhtes Insektenangebot (AHLÉN 2003) sowie wahrscheinlich auch durch die Befeuerung (VOIGT et al. 2018) und ggf. durch (Ultra)Schallemissionen haben. Das Nahrungsangebot in Form fliegender Insekten dürfte im küstenfernen Bereich der Ostsee jedoch sehr gering sein, wodurch Jagdflüge an Offshore-WEA durch Fledermäuse eher die Ausnahme bilden sollten. Nicht zuletzt machen die im Vergleich mit dem unverstellten Luftraum der Ostsee geringe Flächenausdehnung des Windparks und der für die küstenferneren offenen Meeresbereiche anzunehmende Streuzug, der durch ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bewirkt wird, Kollisionen äußerst unwahrscheinlich.

Ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko der Nordfledermaus durch Kollisionen mit den Schiffen und den OWEA wird daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung sind, da keine Nachweise des Nordfledermaus erfolgten, nicht erforderlich.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- oder Überwinterungszeiten sind ausgeschlossen, da sich Sommerquartiere, Wochenstuben und Winterquartiere der Art an Land befinden.

Störungen können indirekt durch die Schiffsbeleuchtung (RYDELL et al. 2010a) oder durch Irritationen der OWEA-Befeuerung beim Überflug der Individuen dieser Art wirken.

Im Vorhabengebiet ist nicht ausgeschlossen, dass Nahrungsflüge landseitig stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Störungen des Nahrungsfluges der Nordfledermaus sind allerdings nicht anzunehmen. Die Jagdgebiete der Art befinden sich während der Wochenstubenzeit in der Nähe (im Umkreis von 400 m bis 1.200 m) der Wochenstubenquartiere (RYDELL 1989) an Land, können aber auch bis zu 10 km entfernt liegen (STEINHAUSER 1999). Nach der Jungenaufzucht legen die erwachsenen Tiere Strecken von bis zu 30-40 km Entfernung zu den Jagdgebieten zurück (RYDELL 1989, DE JONG 1994). Diese befinden sich hauptsächlich in waldreichen Gebieten mit eingestreuten Freiflächen (Forstschneisen, Lichtungen, Wiesen), entlang von Gehölzstreifen und Gebäuden, sowie an kleinen offenen Bereichen und Gewässern, die von Bäumen umgeben sind

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*

(MESCHEDE & HELLER 2000). Das Vorhabengebiet „Gennaker“ kommt so nicht als Jagdgebiet in Frage.

Anhand der vorhabenspezifisch sowie im Rahmen des Batmove-Projektes erhobenen Daten wurde jedoch deutlich, dass während der Wanderungszeit allenfalls (und daher im worst-case-Fall) Einzeltiere das Gebiet queren, sodass aus fachgutachterlicher Sicht unter Einbeziehung der bislang verfügbaren Datengrundlagen eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der „lokalen Population“ nicht zu erwarten ist. Die Nordfledermaus gilt zudem als eher lichtempfindlich (VOIGT et al. 2018). Deshalb ist davon auszugehen, dass eine Anlockwirkung durch Licht von der Baustelle (inkl. der Schiffe) und der Befeuerung der OWEA nicht zu erwarten ist und die wandernden Einzeltiere den Vorhabenbereich meiden werden. Hierbei sind die Vorbelastungen des Seegebietes durch die schon existierenden Lichtemissionen des vorhandenen Schiffsverkehrs im Seegebiet ebenfalls zu berücksichtigen. Populationsrelevante Störungen von wandernden oder nahrungssuchenden Nordfledermäusen sind daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Maßnahmen sind nicht erforderlich, da keine erheblichen Störungen zu erwarten sind, die zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Da sich die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten an Land befinden ist eine Beschädigung oder Zerstörung derselben ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Nordfledermaus *(Eptesicus nilsoni)*
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.1.3 Fische und Rundmäuler – Konfliktanalyse Atlantischer Stör

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus	Erhaltungszustand
☒ Anh. IV FFH-Richtlinie ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 0 RL M-V Kat. 0 RL Deutschland	unbekannt M-V U2 (schlecht) BRD

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Wie genetische und morphometrische Analysen an historischem Material aus dem gesamten Ostseeraum zeigen, handelt es sich bei dem so genannten Baltischen- oder Ostseestör nicht wie bislang angenommen um *Acipenser sturio*, sondern um Abkömmlinge der noch heute in Nordamerika verbreiteten Art (LUDWIG et al. 2002). Vermutlich hat diese Art vor rund 1.000 Jahren im Zusammenhang mit einer allgemeinen Abkühlung die andere verdrängt (WINKLER et al. 2002).

Der Atlantische Stör ist ein anadromer Wanderfisch, der von Nordamerika je nach Verbreitungsgebiet ab April in die Flüsse aufsteigt und in den Monaten Mai bis August ablaicht (VLADYKOV & GREELEY 1963). Der Laichaufstieg wird durch das Zusammenspiel von Fließgeschwindigkeit, Erhöhung des Wasserstandes und der Wassertemperatur ausgelöst. Der Laichplatz ist abhängig von der Tiefe, der Gewässermorphologie (Bankstruktur) und dem Substrat (Kies, Geröll oder anstehender Fels) (BAIN et al. 2000). Der Atlantische Stör bevorzugt bis zur Geschlechtsreife Brackwasserregionen, zieht aber auch in die angrenzenden marinen Habitate (SMITH & CLUGSTON 1997). Während der marinen Phase des Lebenszyklus bevorzugt er sandige Feinsubstrate in Wassertiefen zwischen 20-70 m (ROCHARD et al. 1997). Je nach Flusssystem legen die Störe bei der Laichwanderung bis zu 800 km (Weichsel) zurück (SYCH et al. 1996). Die Laichhabitate sind kiesig-geröllige Bankstrukturen. Die Larven verbringen die Dottersackphase im Interstitial von Kiesbänken. 0+ Störe (Störe im ersten Lebensjahr) halten sich in der Regel im limnischen Bereich der Flüsse auf. Subadulte Exemplare von 50-100 cm Totallänge halten sich überwiegend innerhalb des Ästuars auf (BAIN et al. 2000).

Eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung ist nach Angaben des BfN die Verfügbarkeit intakter Laichplätze in den drei potenziell für die Wiederansiedlung vorgesehenen Flüssen Oder, Elbe und Rhein oder ihren Nebengewässern. Bedeutend für die Etablierung der Störbestände ist neben der Qualität potenzieller Laichhabitate die Erreichbarkeit dieser Laichareale. Im Meer ist der Stör durch die Berufsfischerei gefährdet, in deren Netze er als Beifang gelangt. In den Flüssen versperren ihm Wehre und Dämme den Zugang zu seinen Laichgebieten. Der Eintrag von Nährstoffen und Abwässern hat maßgeblich zur Verminderung der Lebensraumqualität insbesondere in den Vermehrungsgebieten beigetragen (BFN 2012).

Der IUCN (IUCN 2022, CONGIU et al. 2023) listet die nordamerikanischen Populationen als „gefährdet“ und die Baltische Population als „vom Aussterben bedroht“. HELCOM (2013) führt den

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Baltischen Stör in der Roten Liste für das Ostseegebiet als regional ausgestorben. In Polen, Litauen und Estland gilt er als „vom Aussterben bedroht“.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Der Stör (*Acipenser oxyrinchus*) gilt in Deutschland als ausgestorben (FREYHOF et al. 2023). Bei dem „Atlantischen/Baltischen“ oder „Ostseestör“ handelt es sich genetischen und morphometrischen Studien zufolge nicht wie bislang angenommen um den Europäischen Stör *Acipenser sturio*, sondern um Abkömmlinge des heute in Nordamerika verbreiteten *A. oxyrinchus* (LUDWIG et al. 2002).

Bereits seit 1996 laufen bilateral zwischen Polen und Deutschland abgestimmte Arbeiten zur Wiedereinbürgerung des Störes im Odereinzugsgebiet, die in der Oder und den vorgelagerten Küstengewässern mit Unterstützung des Bundesamtes für Naturschutz, dem Bundesumweltministerium und des Landes Mecklenburg-Vorpommern als nationales Wiederansiedlungsprogramm realisiert werden. Dieses Vorhaben wird seit Jahrzehnten bisher mit mehreren Millionen Euro gefördert und führte inzwischen zur Auswilderung und Wiederbesatz mit ca. 3,5 Millionen Jungfischen im Odereinzugsgebiet. Seit 1997 arbeiten die HELCOM und die Ostseeanrainerstaaten gemeinsam an dem Ziel, den Stör in seinem historischen Verbreitungsgebiet wieder anzusiedeln. Hierbei engagieren sich neben Deutschland und Polen, Litauen, Lettland und Estland sowie die Russische Föderation und Schweden mit eigenen Wiedereinbürgerungsmaßnahmen. Dänemark und Finnland unterstützen diese durch flankierende Arbeiten in der Fischerei (GESSNER et al. 2019, HÖHNE & GESSNER 2021).

Zu den wesentlichen Maßnahmen der Wiedereinbürgerungsstrategie gehören der Aufbau genetisch ausreichend diverser Elterntierbestände ex situ, die Reproduktion und die Entwicklung geeigneter Aufzuchttechniken zur Bereitstellung von an das Zielgewässer angepassten Jungfischen für den Besatz sowie die Identifikation von potentiellen Laichgebieten für die Art in der Warta, der Drawa und kleinräumig in Oder und unterer Warta (ARNDT et al. 2006, GESSNER et al. 2011).

Der Aufbau eines ersten Elterntierbestandes erfolgte 2003 bis 2007 auf Basis von Wildfängen aus dem kanadischen Saint John River (New Brunswick) (GESSNER et al. 2006). Während bis 2010 noch Jungfische aus Reproduktion von Wildfischen in Kanada importiert wurden, konnte auf Basis des funktionalen Laichfischbestand aus Wildfischen seit 2010 der versuchsweise Besatz aus dem eigenen Elterntierbestand generiert werden. Im Rahmen der bisherigen Besatzmaßnahmen wurden zwischen 2005 und 2023 insgesamt 3,5 Millionen Störe aus verschiedenen Aufzuchteinrichtungen im Oder-Einzugsgebiet besetzt (s. Abbildung 46). Ostseeweit wurden über die Laufzeit des Vorhabens ca. 6,5 Mio. Individuen verschiedener Größen ausgewildert.

Den Schwerpunk des Besatzes bilden bis heute die frühen Lebensstadien in einem Alter zwischen 14 Tagen und 4 Monaten (bis 20 g Körpermasse). Auch 10 Monate alte 0+ Fische mit einer Masse zwischen 100 und 1.200 g werden für ausgewählte Fragestellungen regelmäßig besetzt. Ziel ist es, die Besatzstrategie so divers wie möglich zu halten, um ein sicheres Überleben der Tiere mit einer guten Anpassung an die Besatzgewässer zu verbinden. Zu diesem Ziel trägt auch die

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Strategie bei, die Aufzucht möglichst in das Gewässereinzugsgebiet zu verlagern und mit Oberflächenwasser aus dem Besatzgewässer durchzuführen – so z. B. bei Friedrichsthal (GESSNER et al. 2023).

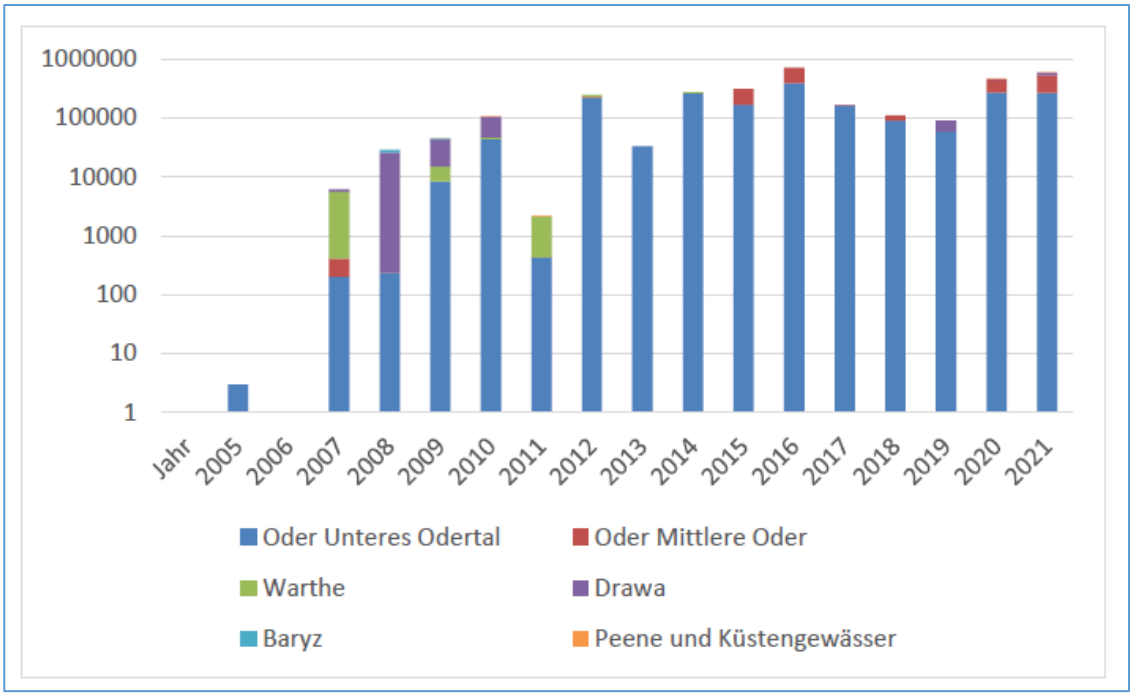


Abbildung 46: Besatz mit *A. oxyrinchus* im Odersystem zwischen 2005 und 2021 (Individuenzahlen/Jahr) (Quelle: HÖHNE & GESSNER 2021)

In den aktuellen Roten Listen des Bundes und der Länder (Mecklenburg-Vorpommern: WATERSTRAAT et al. 2015, Deutschland: FREYHOF et al. 2023) wird ihm trotz laufender Wiederansiedlungsbemühungen der Status „ausgestorben/verschollen (0)“ zugeordnet, weil es bislang noch keine natürlich reproduzierenden und sich selbst erhaltenden Bestände gibt.

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Das BfN führt mit der „Gesellschaft zur Rettung des Störs“ seit 2006 ein Vorhaben zum Schutz und zur Wiederansiedlung der Art in der Ostsee durch. Eine wichtige Voraussetzung für einen geregelten Besatz ist der Aufbau eines entsprechend umfangreichen, genetisch geeigneten Elterntierbestandes, der derzeitig etabliert wird. Die adulten Störe stammen aus Kanada. Seit 2006 werden jährlich Tiere im Einzugsgebiet von Oder und Weichsel besetzt. Die Tiere für den Besatz werden in Deutschland erbrütet und aufgezogen. Die Jungfische halten sich vorwiegend im Unteren Odertal und Stettiner Haff auf, während Tiere ab einer Größe von etwa einem Meter ausgedehnte Wanderungen durch die westliche Ostsee entlang der Küsten unternehmen (Gessner mdl.).

Die Wiederfangdaten markierter und ausgesetzter Störe zeigen Nachweise des Atlantischen Störs insbesondere im Bereich der Insel Rügen (Abbildung 48) und entstammen den Besatzmaßnahmen

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

zum Projekt zur Wiederansiedlung des Atlantischen Störs (ARNDT et al. 2010, siehe auch nachfolgende Ausführungen). Die Küstengewässer um Rügen zählen zu den vornehmlich aufgesuchten Gewässern nach Abwanderung aus dem Oderhaff (Hr. Arndt, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V). Diese Nachweise ergänzen die BfN-Verbreitungskarte (Stand: 2019) dieser Fischart, wonach sich das Hauptverbreitungsgebiet vor allem in der Nähe Rügens entlang der deutschen Ostseeküste erstreckt (Abbildung 47).

Angaben des LFA M-V[5]

Zum Aufbau eines sich eigenständig reproduzierenden Bestands des ausgestorbenen Baltischen Störs in der Ostsee finden am Institut für Fischerei der LFA MV seit mehr als zwei Jahrzehnten vielfältige Aktivitäten statt. Grundelement dieser Bemühungen ist ein besatzgestütztes Management zur Wiederansiedlung des Störs in der Ostsee. Am Standort Born wurde hierzu ein Laichtierbestand etabliert. Dazu wurden 2005 und 2006 laichreife Störe der Spezies Acipenser oxyrinchus aus Kanada importiert, wo die Art noch in Flüssen auf der Atlantikseite heimisch ist. Parallel wurden Jungtiere aus dortigen Vermehrungen importiert, um mit diesen Individuen die ersten experimentellen Besatz- und Monitoringmaßnahmen im Odereinzugsgebiet durchführen zu können. Seit 2010 werden die Elterntiere am Standort Born jährlich erfolgreich reproduziert und die erzeugten Larven und nachfolgend auch juvenile Tiere in die Zuflüsse und Küstengebiete der Ostsee ausgebracht. Mittlerweile werden die Nachzuchten im gesamten ehemaligen Verbreitungsgebiet durch Kooperationspartner in Polen, Litauen, Lettland und Estland besetzt.

Für die angestrebte Weiterentwicklung und Optimierung des Besatzmanagements ist unter anderem aufzuklären, ob ein Besatz im Binnen- oder Küstenbereich zu präfieren ist. Um eine Zuordnung von wiedergefangenen Stören zum ursprünglichen Besatzgebiet zu gewährleisten, ist eine individuelle Markierung der Besatzfische notwendig. Experimente mit individuell markierten Individuen bieten zudem die Möglichkeit, Wanderrouten, Ausbreitungsradien, Zuwachsraten oder favorisierte Aufenthaltsgebiete von besetzten Stören zu ermitteln. Solche Informationen helfen, dass Bestandsmanagement zu verbessern.

Vor diesem Hintergrund wurden von 2020 bis 2023 insgesamt 34.536 Störe (exklusive Larven) besetzt, von denen seit 2022 rund 18 % mit codierten, äußerlich gut sichtbaren FloyTags markiert wurden. Ausgesetzt wurden die markierten Fische an 6 Aussatzstellen. Zwei dieser Besatzorte befinden sich an der Oder (Lebus und Hohensaaten) und vier im Küstenbereich (Stettiner Haff, Außenküste Usedom, Peenestrom/Achterwasser und Außenküste vor Sassnitz, Abbildung 85). Mittels einer umfangreichen Kampagne wird in Deutschland bzw. im gesamten Ostseeraum für die Meldung von Fängen markierter Störe geworben. Jede Fangmeldung kann nach Verifizierung der Qualität und Vollständigkeit der gelieferten Daten finanziell honoriert werden.

Seit 2020 gingen insgesamt 279 Fangmeldungen von im Vorhaben markierten und besetzten Stören ein. Aus den vorliegenden Wiederfangdaten, welche nahezu ausschließlich aus der Fischerei stammen, lassen sich bereits einige wichtige Rückschlüsse auf die Ausbreitungsdynamik der besetzten Störe ziehen (Abbildung 48).

[5] https://www.landwirtschaft-mv.de/Landesforschungsanstalt/Institute/IfF/Projekte/stoerschutz-mv/ und https://www.landwirtschaft-mv.de/static/LFA/Dateien/Hefte/MdLFA_Heft65.pdf, zuletzt entnommen am 03.01.2025

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Neben der überwiegenden Anzahl der Wiederfänge im küstennahen Bereich bzw. unweit der Besatzorte wurden einige Störe auch schon weit entfernt von den Besatzorten wiedergefangenen und haben auf ihrer Wanderung erheblich an Länge und Masse dazugewonnen. Diese Meldungen erreichten das LFA M-V von der dänischen Beltsee bis nach Bornholm und von der polnischen Ostseeküste. Eine der letzten Fangmeldungen kam von der schwedischen Ostseeküste in Höhe Norrköping. Auf Grundlage dieser Daten kann davon ausgegangen werden, dass die besetzten Störe in der Lage sind, alle von ihnen potenziell in der Ostsee nutzbaren Habitate zu erschließen.

Der Großteil der Wiederfangmeldungen stammt aus einem Umkreis von rund 200 km um die Besatzgebiete. Anhand der vorliegenden Daten kann derzeit keine präferierte Ausbreitungsrichtung abgeleitet werden, da die markierten Störe sowohl westlich der Aussatzorte (Schleswig-Holstein, Dänemark), nördlich der Aussatzgebiete (Südküste Schwedens) als auch östlich der Besatzgebiete (Polen) wiedergefangen wurden.

Die hohe Anzahl von Meldungen im Bereich der Insel Rügen und der Außenküste von Usedom ist darauf zurückzuführen, dass diese in Fischereigebieten liegen und die Störe sehr zeitnah, meist in weniger als einer Woche nach dem Besatz, von den ansässigen Fischern, teilweise auch mehrfach, gefangen wurden. Die gemeldeten Störe wurden zu ca. 95 % lebend wieder zurückgesetzt. Mehrfachfänge besetzter Störe belegen, dass die Tiere das Fangen und Zurücksetzen nicht nur überleben, sondern auch gut überstehen, da sie vergleichbare Zuwachsraten wie einmalig gefangene Störe aufweisen.

[…]

Bei Interpretation dieser Wiederfangdaten ist zu beachten, dass diese fast ausschließlich aus der Fischerei und den von ihr genutzten Fanggebieten stammen und sie damit kein vollständiges Bild der Verbreitung, bevorzugten Aggregationsplätze und Habitatnutzung von Stören in der Ostsee abgeben. Zusätzliche Monitoringmethoden, wie akustische Telemetrie oder Tracking via GPS, welche durch das Institut für Fischerei in Kooperation mit anderen Instituten eingebettet in europaweite Monitoringnetzwerke durchgeführt werden, sollen zukünftig das tatsächliche Bild der Verbreitung und Habitatnutzung des Störs in der Ostsee wiedergeben und werden somit dauerhaft ein essenzieller Teil der Bestandsbewertung und des Managements der Baltischen Störe sein.

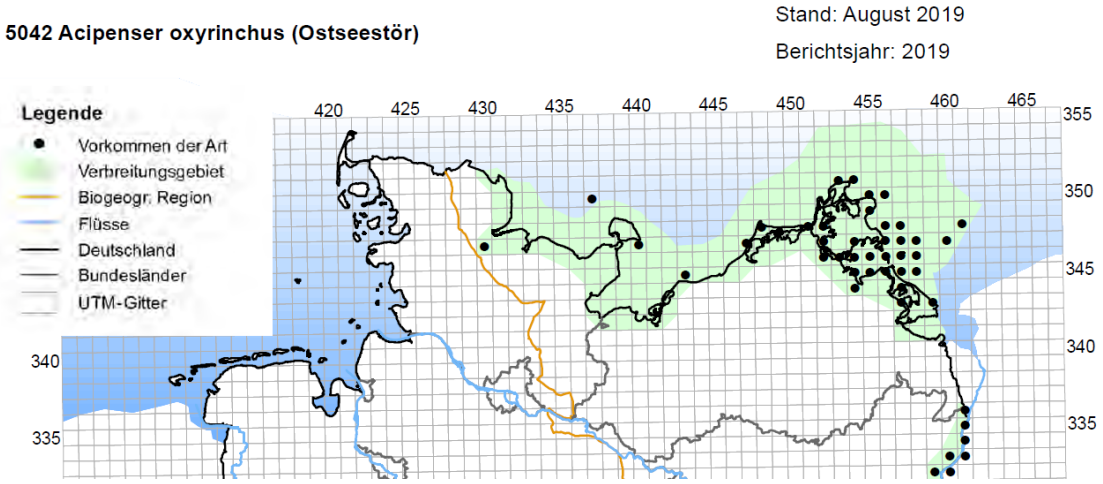


Abbildung 47: Kombinierte Vorkommens- und Verbreitungskarte des Atlantischen Störs nach dem Nationalen FFH-Bericht 2019 (BFN 2019c)

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

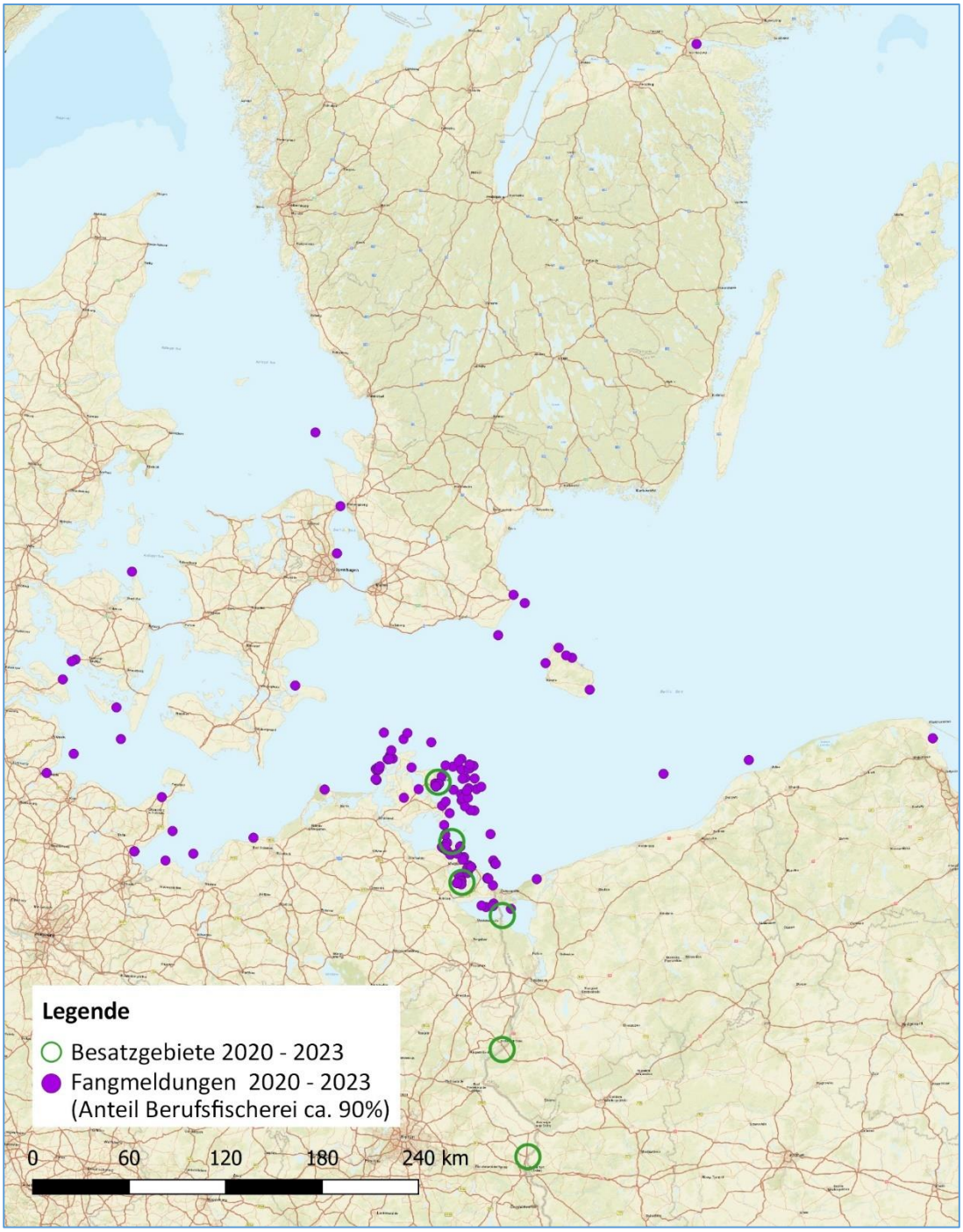


Abbildung 48: Übersichtskarte der Besatzgebiete und Standorte, an denen markierte Störe von 2020 - 2023 besetzt und wiedergefangen wurden, anhand der IDs (Tagnr.) kann nun, über die Zeit, die zurückgelegte Distanz vom Besatzort ermittelt werden[5]

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☐ nachgewiesen ☒ potenziell möglich

Der Atlantische Stör kann im Vorhabengebiet höchstens äußerst sporadisch auftreten, da während der Erfassungen (2012-2014, 2015-2016, 2023-2024) keine Nachweise erfolgten (IFAÖ 2024e). Daten aus den in den Jahren 2020 und 2021, von jeweils im Frühjahr und Herbst stattgefundenen Surveys des Thünen Institut für Ostseefischerei (TI-OF) sowie Fangdaten des International Council for the Exploration of the Sea (ICES 2024) aus den Jahren 2022-2024 ergaben ebenfalls keine Nachweise im Vorhabengebiet (IFAÖ 2024e). Der dem OWP „Gennaker“ am nächsten gelegene Wiederfundpunkt befindet sich vor Prerow in ca. 20 km Entfernung zum Vorhabengebiet. Ein Vorkommen im Vorhabengebiet wird daher als unwahrscheinlich angesehen.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsrisiko (Schiffsverkehr)

BALAZIK et al. (2021) zeigten, dass adulte *Acipenser oxyrinchus* (Atlantischer Stör) von Saugbaggern unbeeinträchtigt durch die Mündung des James River zu ihren Laichplätzen wanderten. Dieser Befund wurde von BARBER (2017) bestätigt, der nachwies, dass adulte Störe die Schwimmgeschwindigkeit in der Nähe der Bagger signifikant erhöhten (0,51 zu 0,63 m/s) aber, dass juvenile *Acipenser oxyrinchus* keine Ausweichreaktion gegenüber den Saugbaggern zeigten und sogar ihre Schwimmgeschwindigkeit reduzierten (0,32 zu 0,45 m/s), was zu einer erhöhten Gefährdung führt.

Es ist davon auszugehen, dass der Atlantische Stör die eingesetzten Schiffe aufgrund akkumulierender Wirkungen wie Lärm, Vibration und visuelle Unruhe frühzeitig wahrnimmt und folglich aktiv ausweichen wird. Die Ergebnisse einer Untersuchung im Sankt-Lorenz-Strom zeigen, dass Störe ihre Position aufgrund von sich nähernden Schiffen schon bei größeren Auslöseabständen ändern, als bisher dokumentiert. Diese Auslöser (Schiffe) sind zu weit entfernt, als das die Reaktionen allein auf visuelle Hinweise zurückgeführt werden können. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass Verhaltensreaktionen bei Atlantischen Stören nicht nur durch visuelle Signale gesteuert werden, sondern auch durch Unterwassergeräusche auf relativ weite Entfernungen ausgelöst werden können. Der genaue Mechanismus ist noch unbekannt. (SENECAL et al. 2024, siehe auch Ausführungen zu den Trübungsfahnen beim Störungsverbot). Das Verletzungs- und/ oder Tötungsrisiko von Atlantischen Stören ist daher nicht signifikant erhöht.

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Beschädigungen oder Zerstörungen von Entwicklungsformen (Eier/Larven) sind ebenfalls nicht möglich, da das Laichgeschehen und der Larvenaufwuchs weiter flussaufwärts im Süßwasser stattfinden. Fortpflanzungs-Nachweise in Deutschland sind zwar bisher noch nicht wieder bekannt, durch die Nachweise von geschlechtsreifen Tieren in der Elbe ist dies in Zukunft aber potenziell wieder möglich.

Rammarbeiten

Im Nahbereich lauter Schallquellen lassen sich physische Schädigungen von Fischen im Allgemeinen nicht ausschließen, die durch Verletzungen nicht-sensorischer Epithelien oder der Schwimmblase bis zur Mortalität führen können (CALTRANS 2001). Bei einem Versuch im OWP „Nobelwind“ wurden ausgewachsene Dorsche (Durchschnittsgröße: 31 cm) in Käfigen zu je neun bis zwölf Individuen 8 m unter der Wasseroberfläche gehalten. Die Käfige befanden sich in 75 m, 400 m, 1.400 m und 1.700 m Entfernung zur Schallquelle (Installationsschiff „Vole au vent“). 11 % der Tiere waren bei der Kontrolle tot (vermutlich auch durch den Stress während der Handhabung). Bei einem Abstand von 75 m waren bei 90 % die Schwimmblasen ruptiert, bei 400 m 40 % und bei 1.400 m noch 20 %. Bei 1.700 m gab es keine Schädigungen (DE BACKER et al. 2017). Auch die Zerstörung von Haarzellen im sensorischen Epithel des Innenohrs stellt eine mögliche Schädigung auf physischer Ebene dar (HASTINGS et al. 1996, MCCAULY et al. 2003). EVANS (1998) gibt als Schwellenwerte für physische Schädigungen von Fischen 180 bis 220 dB an, als Schwellenwert für Vermeideverhalten 160 bis 180 dB (re 1 µPa).

Für den Atlantischen Stör sind bislang keine artspezifischen Empfindlichkeiten gegenüber Wirkungen durch den Bau und Betrieb von OWEA bekannt. Physische Schädigungen durch Lärm sind beim Stör nicht zu erwarten. Die Art profitiert von den Schallschutzmaßnahmen für den Schweinswal (vgl. Kap. 6.1). Da Fische generell mobile Organismen sind, können sie kleine Bereiche hoher Schallintensität problemlos meiden. Es wird davon ausgegangen, dass der auch Atlantische Stör die Bautätigkeiten und den Betrieb des OWP aufgrund akkumulierender Wirkungen wie Lärm, Vibration und visuelle Unruhe frühzeitig wahrnimmt und folglich den Bautätigkeiten bzw. den Bauschiffen aktiv ausweichen wird (vgl. SENECAL et al. 2024). Angaben zum Hörvermögen des Störes sind aktuell nicht verfügbar. Durch die fehlende Verbindung zwischen Schwimmblase und den Gehörsteinen ist aber zu vermuten, dass diese Art nicht sensitiv auf den bau –und betriebsbedingten (Reparaturen, Wartungsarbeiten, Unterhaltungsverkehr) Lärm reagiert. Das Verletzungs- und/ oder Tötungsrisiko von Atlantischen Stören ist daher nicht signifikant erhöht. Beschädigungen oder Zerstörungen von Entwicklungsformen (Eier/Larven) sind ebenfalls nicht möglich, da das Laichgeschehen und der Larvenaufwuchs im Süßwasser der Ostseezuflüsse (z. B. Oder) stattfinden.

Eine Verletzung oder Tötung eines Tieres wird ausgeschlossen. Der Verbotstatbestand „Fang, Verletzung, Tötung” tritt bezogen auf den Atlantischen Stör durch den Offshore-Windpark nicht ein. Auch auf Individuenebene werden Verluste von Individuen ausgeschlossen, da der Stör den Bautätigkeiten bzw. den Schiffen aktiv ausweichen wird.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko des Atlantischen Störs nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen:

☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Während der Wanderungszeiten sind baubedingte Stören des Atlantischen Störs zumindest theoretisch möglich, die lediglich im Zusammenhang mit der Migration (hier im Wesentlichen zwischen

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

den Weidegebieten sowie von und zu den Laichgebieten in der Oder) denkbar wären. Eine Störung des Atlantischen Störs kann durch die Entstehung von Trübungsfahnen bei Bauarbeiten am Meeresgrund (z. B. Verlegung der parkinternen Verkabelung, Errichtung der Fundamente) und Lärmemission der Bauschiffe entstehen. Diese Fischart zeigt allerdings aufgrund ihrer Lebensweise wie dem Durchwühlen der oberen Bodenschichten während der Nahrungssuche sowie der ausgedehnten Wanderung innerhalb von Flüssen eine sehr gute Anpassung an erhöhte Sedimentkonzentrationen.

Störung durch Unterwasserlärm (Rammung, Schiffsverkehr, Betriebslärm der OWEA)

Die Schallimmissionen beim Bau von OWEA entstehen in erster Linie durch die Rammungen der Fundamente und im Zuge der Verlegearbeiten (interne Parkverkabelung) sowie der eingesetzten Schiffe (bau – und betriebsbedinger Schiffsverkehr). Bei impulshaftem Schall (während der Rammarbeiten) erhöht sich die Schadwirkung mit der Anzahl der Schallbelastungen durch Akkumulation. Das Umweltbundesamt hat einen Grenzwert für Rammschall, der nicht überschritten werden soll, festgelegt. Demnach sollen impulshafte Rammarbeiten in 750 m Entfernung von einer Baustelle einen Einzelereignispegel (SEL) von 160 dB re 1 µPa² s bzw. einen Spitzenereignispegel (SPL) von 190 dB re 1µPa nicht überschreiten (UBA 2011, siehe Konfliktanalyse Schweinswal). Die vorhabenbedingten Schallimmissionen der Schiffe entsprechen in ihrer Intensität in etwa der des bereits vorherrschenden Schiffsverkehrs und sind zu gering, um temporäre oder gar permanente Beeinträchtigungen des Hörvermögens beim Atlantischen Stör hervorzurufen. Die primär durch Schiffsverkehr erzeugten Schallimmissionen führen lediglich zu Meidungsreaktionen. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population des Störs ist infolge des Meideverhaltens auszuschließen.

Nach HOFFMANN et al. (2000) werden Fische durch die Geräuschentwicklung einer OWEA im Betrieb nicht so sehr beeinträchtigt, dass es zu einem Effekt (Meidung bzw. Vergrämung) kommt. Dies bestätigte sich in Untersuchungen zu Offshore-Windparks in Schweden, in den Niederlanden und in Belgien (WINTER et al. 2010, LINDEBOOM et al. 2011, REUBENS et al. 2013, BERGSTRÖM et al. 2013).

Physische Schädigungen durch Lärm sind beim Stör nicht zu erwarten, da während der Bautätigkeiten die Rammarbeiten zur Gründung der Fundamente mit im späteren Verfahrensverlauf zu präzisierenden Schallschutzsystemen durchgeführt werden. Da Fische generell mobile Organismen sind, können sie kleine Bereiche hoher Schallintensität problemlos meiden. Angaben zum Hörvermögen des Störes sind aktuell nicht verfügbar. Durch die fehlende Verbindung zwischen Schwimmblase und den Gehörsteinen ist aber zu vermuten, dass diese Art nicht sensitiv auf den baubedingten Lärm reagiert. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population ist nicht erkennbar.

Eine „erhebliche Störung“ während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- und Überwinterungszeiten ist ausgeschlossen, da diese in anderen Gewässern stattfinden, die von den Vorhabenwirkungen nicht erreicht werden können.

Resuspension und Umlagerung von Sediment (Trübungsfahnen)

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Die Stärke der Trübungsfahnen ist vom betroffenen Sediment, der Intensität der Aufwirbelung, der Art der Verlegung der parkinternen Verkabelung und der vorherrschenden Strömung abhängig. Das Sediment ist im Vorhabengebiet „Gennaker“ von Feinsand dominiert. Mittelsand stellt die zweitgrößte und Schluff die drittgrößte Sedimentfraktion im Gebiet dar. Hinsichtlich deren Verteilung zeichnet sich von Südwest nach Nordost eine Abnahme der Mittelsandanteile und eine Zunahme der Schluffanteile im Sediment ab. In den Unterwasservideos wurden überwiegend homogene Sandflächen mit strömungsbedingten Rippelstrukturen dokumentiert (IFAÖ 2024d). Relevante Trübungsfahnen treten während des Rammens und der Verlegung der internen Verkabelung punktuell auf und stellen keine geschlossene Barriere für den Atlantischen Stör während möglicher Wanderungen dar.

Letztlich ist der Stör gegenüber erhöhten Sedimentsuspensionen sehr gut angepasst, da diese Fischart aufgrund ihrer Lebensweise, wie dem Durchwühlen der oberen Bodenschichten während der Nahrungssuche sowie der ausgedehnten Wanderung innerhalb von Flüssen, sehr gut an erhöhte Trübstoffkonzentrationen adaptiert ist. Die adulten Tiere fressen auf ihren Laichwanderungen bekanntlich nicht (SMITH 1985). Die Verteilung der Nahrungsquellen könnte die Habitatpräferenz der subadulten Tiere erklären, die sich im Ästuar ernähren (BARBER 2017). Es ist anzunehmen, dass sich die Jungstöre weiter flussaufwärts sowie im Oderästuar bzw. dem Stettiner Haff aufhalten und sich dort ernähren. Wandernde Individuen im Vorhabenbereich sind daher wahrscheinlich ältere (adulte) Tiere, welche den Arbeiten ausweichen und nicht von ihnen angelockt werden. Erhebliche Störungen gegenüber erhöhter Sedimentsuspension sind somit sicher auszuschließen.

Eine erhebliche Störung des Atlantischen Störs durch mögliche Barrierewirkungen auftretender Trübungsfahnen wird daher ausgeschlossen.

Eine „erhebliche Störung“ während der „Fortpflanzungs-, Aufzucht- und Überwinterungszeiten“ ist ausgeschlossen, da die Fortpflanzung und das Ablaichen sowie die Überwinterung in anderen Gewässern (z. B. Oder) stattfinden, die von den Vorhabenwirkungen nicht erreicht werden.

Lichtemissionen

Die auch nachts erfolgenden Bautätigkeiten erfordern eine Beleuchtung der Baustelle, was eine Veränderung der Lichtverhältnisse in der Wassersäule zur Folge hat. Es ist davon auszugehen, dass eine Veränderung der Lichtverhältnisse auf die oberen Wasserschichten begrenzt bleibt und das erzeugte Licht nicht intensiv genug ist, um den Meeresgrund zu erreichen. Die Effekte der Lichtemission beschränken sich somit vorwiegend auf die pelagischen Fischarten und nur geringfügig auf die demersale Fischfauna. Eine Lockwirkung von Licht auf Fische ist in diesem Zusammenhang anzunehmen, wobei die pelagischen Arten eher angelockt werden, als die bodennahen Fische. Die erhöhte Lichtemission kann u.U. einen erhöhten Fraßdruck durch visuelle Räuber zur Folge haben.

Die Auswirkungen der Baustellenbeleuchtung werden als kleinräumig und kurzfristig eingestuft, da sie sich auf die Bauzeit und den jeweiligen Standort der Baumaßnahme beschränken. Die Intensität der Lockwirkung wird aufgrund von Gewöhnungseffekten mit voranschreitender Dauer abnehmen.

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

Eine erhebliche Störung des Atlantischen Störs durch mögliche Lichtemissionen ist auszuschließen.

Elektromagnetische Felder

Von den zu verlegenden Seekabeln können betriebsbedingte Auswirkungen im Sinne von elektromagnetischen Feldern ausgehen. Die Empfindlichkeit gegenüber magnetischen und elektrischen Feldern ist für einige Fischarten nachgewiesen und scheint vor allem alle Knorpelfische (Haie und Rochen) sowie migrierende Arten wie die nicht betrachtungsrelevanten Salmoniden (Lachse und Forellen), den Europäischen Flussaal, und auch Störe zu betreffen.

Störe, welche in der Regel bodennah leben, können Verhaltensänderungen zeigen. Bei Feldstärken von 100 µV/m wurden bereits starke physiologische Reaktionen beobachtet (NEW & BODZNICK 1985). Bisher ist unbekannt ab welchem Schwellenwert es zu Reaktionen kommt und ob, und wenn ja wie, elektromagnetische Felder das Verhalten von Stören, speziell des Atlantischen Störs, beeinflusst. Untersuchungen am Weißen Schaufelstör *(Scaphirhynchus albus)* für das US-Department of Energy haben gezeigt, dass Abstände von ca. 1 m zu Unterseestromkabeln ausreichend sind, um das Verhalten dieser Störart diesbezüglich nicht zu beeinflussen (BEVELHIMER et al. 2015). Zudem werden technisch durch eine geeignete Isolierung bzw. durch entsprechende Kabelkonfiguration starke elektromagnetische Felder vermieden und die Auswirkungen insgesamt reduziert. Anhand der bisherigen Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass der Stör die elektromagnetischen Felder zwar wahrnehmen kann, durch diese aber keine Barrierewirkung erzeugt oder eine Veränderung des Wanderungsverhaltens verursacht wird. Erhebliche Störungen durch elektrische oder magnetische Felder während des Betriebs des OWP können somit für den Atlantischen Stör ausgeschlossen werden.

Eine „erhebliche Störung“ während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- und Überwinterungszeiten ist ausgeschlossen, da diese in anderen Gewässern stattfinden, die von den Vorhabenwirkungen nicht erreicht werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung des Atlantischen Störs, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Durch die erforderlichen Schallschutz-Maßnahmen für die Schweinswale sind ausreichend Maßnahmen getroffen. Weitere artspezifischen Vermeidungsmaßnahmen sind nicht notwendig.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

Atlantischer Stör *(Acipenser oxyrinchus)*

☐ ja ☒ nein

Eine Folge von Installations- und Verlegearbeiten beim Bau des OWP ist die Suspension von Sedimentpartikeln, bei deren Sedimentation z. B. Fischlaich (auch außerhalb des Baugebietes) bedeckt und geschädigt werden kann (VON NORDHEIM & BOEDEKER 1998).

Da sich die Fortpflanzungsstätten des Atlantischen Störs in Fließgewässern befinden, ist keinesfalls von einer „Beschädigung oder Zerstörung“ auszugehen. Konkrete „Ruhestätten“ des Störs gibt es nicht. Während der Phase, die im Meer verbracht wird, sind keine „Ruhestätten“, an denen sich konzentriert Tiere während sensibler Lebensphasen aufhalten, bekannt. Eine „Beschädigung oder Zerstörung“ dieser ist demnach ausgeschlossen.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2 Europäische Vogelarten

5.2.1 Brutvögel - Konfliktanalyse

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Eine Kollisionsgefahr mit den eingesetzten, langsam fahrenden Schiffstypen wird ausgeschlossen. Vor allem Möwen und Seeschwalben als häufige Schiffsfolger besitzen eine hohe Manövrierbarkeit. Andere Brutvogelarten wie die Eiderente weisen dagegen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und fliegen vor sich nähernden Schiffen fast immer auf (z.B. GARTHE et al. 2004).

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Das Vorkommen von futtersuchenden Altvögeln der Küstenbrutvögel (z. B. Möwen, Seeschwalben) ist im Bereich des Vorhabens möglich. Da Vögel eine hohe Mobilität aufweisen, besteht aber ohne Weiteres die Möglichkeit während der Bauphase auf angrenzende Nahrungsgebiete auszuweichen.

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG

Im Bereich des Vorhabens sind keine Bruten von Vögeln möglich, da diese an Land stattfinden.

Eine weiterführende Konfliktanalyse entfällt, da sich von vornherein keine artenschutzrechtlichen Betroffenheiten für Brutvögeln ergeben.

Alle relevanten Arten werden jedoch im folgenden Kapitel als Rastvögel betrachtet. Betrachtet werden demnach Seevogelarten, die sich regelmäßig im Bereich des Vorhabens aufhalten, sowie Rastvogelarten, welche das Seegebiet als Zwischenstation in Migrationszeiten nutzen. Die Bewertungsergebnisse sind hierbei voll übertragbar.

5.2.2 Rastvögel - Konfliktanalyse

Die Konfliktanalyse wird, wie oben beschrieben, in Steckbriefform durchgeführt. Der Rote-Liste-Status bezieht sich auf die Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013) und für Mecklenburg-Vorpommern auf Brutvögel (VÖKLER et al. 2014). Betrachtet werden nämlich z.T. auch Seevogelarten der umliegenden Seevogelkolonien, die sich regelmäßig im Bereich des Vorhabens aufhalten.

In der Literatur wird für Rastvögel vorgeschlagen, einen Eingriff als unzulässig anzusehen, wenn ≥ 1 % der biogeografischen Population von einem Lebensraumverlust betroffen ist.

Dabei wird auf Kriterien des Ramsar-Übereinkommens von 1971 zur Bewertung von Wasservogel-Rastgebieten verwiesen, wonach ein Rastgebiet dann von internationaler Bedeutung ist, wenn es mindestens einmal pro Jahr 1 % der biogeografischen Population einer Wasservogelart beherbergt (DIERSCHKE et al. 2003). Das 1 %-Kriterium wurde mittlerweile in verschiedene internationale Abkommen, Richtlinien und Konzepte übernommen. Voraussetzung für die Anwendung des 1 %-Kriteriums ist, dass die Bestandsgrößen der biogeografischen Populationen bekannt sind. Wetlands International überarbeitet und veröffentlicht deshalb in regelmäßigen, mehrjährigen Abständen Bestandszahlen der biogeografischen Populationen sämtlicher Wasservogelarten, einschließlich der fortan geltenden Schwellenwerte für Feuchtgebiete internationaler Bedeutung (aus: GÜPNER et al. 2020). Das 1 %-Kriterium findet daher auch hier Anwendung. Er dient dazu, festzustellen, ob ein relevanter Bestand (bezogen auf die biogeographische Population) im Gebiet vorhanden ist oder vom Vorhaben betroffen ist.

Es wird im Fachgutachten (IFAÖ 2025g) eine methodenspezifische Bestandsbeschreibung in den Untersuchungsgebieten und eine Bewertung des Vorkommens innerhalb des Vorhabengebietes OWP „Gennaker“ ohne und mit 2-km-Pufferbereich vorgenommen, die sich auf die Ergebnisse der Schiffstransekt-Erfassungen stützen und somit einen Vergleich zu den Untersuchungen 2012–2016 gestatten. Darüber hinaus werden die höchsten saisonalen Dichten der Rastvögel in den Untersuchungsgebieten der Schiffstransekt-Erfassungen aus den vorherigen Untersuchungen (2012-2016) dargestellt (IFAÖ 2022d IfAÖ 2022). Da sich die Methodik der Flugerfassungen 2023/2024 grundlegend von den Flugerfassungen 2012–2016 unterscheidet, werden diese nicht herangezogen.

5.2.2.1 Trauerente

Trauerente *(Melanitta nigra)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Trauerenten sind von Island und Großbritannien/ Irland über das nördliche Eurasien bis nach Ostsibirien verbreitet. Neben Durchzüglern, sind sie in Mitteleuropa auch als Winter- und vielerorts Sommer- und Mausergast an den Küsten der Nord- und Ostsee bekannt. Die Ostsee und das Wattenmeer stellen dabei mitunter die Hauptüberwinterungsgebiete dar. Während der Brutzeit besiedeln Trauerenten vielfältige Habitate von der Tundra bis ins Hochgebirge. Nichtbrütende Trauerenten und Brutvögel außerhalb der Brutzeit halten sich ausschließlich auf dem Meer auf. Dort kommen sie in küstennahen Flachwasserbereichen sowie auf Flachgründen im Offshore-Bereich vor.

Trauerenten sind Zugvögel, in manchen Gebieten auch Teilzieher. Ihr Jahresrhythmus ist durch Wanderungen zwischen Brut-, Mauser- und Überwinterungsgebieten geprägt. Im Sommer findet ein starker Zug von Trauerenten der nördlichen und östlichen Brutgebiete in die Mausergebiete statt, der im Juli/August mit den Männchen beginnt und sich je nach Flüggewerden der Jungtiere im September/Oktober mit den Weibchen fortsetzt. An der Nord- und Ostsee erfährt der Wegzug seinen Höhepunkt im November/Dezember, wenn sich die Trauerenten in verschiedene Überwinterungsgebiete begeben. Zum Überwintern suchen sie hauptsächlich Gebiete in der westlichen Ostsee, an der Nordsee- und an der nördlichen Atlantikküste auf, ziehen aber auch bis zur NW-Küste Afrikas. Entscheidend für die Verbreitung der Trauerente während der Mauser ist die Wassertiefe. Dabei werden ausgedehnte, störungsarme Bereiche mit Wassertiefen zwischen 3 und 5 m bevorzugt.

Trauerenten sind hauptsächlich tagaktiv. Das Zuggeschehen findet jedoch meist in der Dämmerung oder nachts statt (BERNDT & BUSCHE 1993). Die Tauchente bevorzugt flache Nahrungsgründe bis 20 m Wassertiefe. Die Hauptnahrung in den Winterquartieren besteht fast ausschließlich aus marinen Muscheln, die tauchend erbeutet werden (MENDEL et al. 2008). Die maximal festgestellte Tauchtiefe liegt bei 30 m (MADSEN 1954).

Die Rastbestände der Trauerente [W-Sibirien, N-Europa/W-Europa, NW-Afrika] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) aktuell 687.000-815.000 Individuen. Für die Trauerente wurde der europäische Winterbestand schon vor Jahren als ansteigend eingeschätzt („Increasing“, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Nach dem aktuellen nationalen Bericht zur Umsetzung der EU-Vogelschutzrichtlinie übersteigt der deutsche Rastbestand der Trauerente die aktuelle Angabe für die europäische Populationsgröße und weist dabei einen stark ansteigenden Trend auf („strong increase“). Danach umfasst die Populationsgröße der Trauerente in deutschen Gewässern 1.050.000 Individuen (EU 2019). Der Wert für das 1 %Kriterium liegt bei 10.500 Individuen.

Trauerente *(Melanitta nigra)*

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Trauerenten rasten an verschiedenen Gebieten der deutschen Küste. Die Art ist Wintergast, Durchzügler, Sommer- und Mausergast auf Nord- und Ostsee und brütet nicht in Deutschland. Trauerenten halten sich ganzjährig auf der Nord- und Ostsee auf und sind dabei größtenteils auf küstennahe Flachwassergebiete oder Flachgründe im Offshore-Bereich beschränkt. Ihr Rastbestand im Mittwinter beträgt insgesamt 365.000 Individuen, was 23 % des Weltbestandes ausmacht.

Trauerenten halten sich ganzjährig auf der deutschen Ostsee auf und sind dabei größtenteils auf küstennahe Flachwassergebiete oder Flachgründe im Offshore-Bereich beschränkt. Neben dem Hauptverbreitungsgebiet in der Pommerschen Bucht (ganzjährig) halten sich zudem größere Anzahlen in der Kieler Bucht, kleinere Vorkommen in der Mecklenburger Bucht, im Bereich von Fischland/Darß/Zingst und auf dem Plantagenetgrund auf. Das mit Abstand bedeutendste Vorkommen liegt in der Pommerschen Bucht auf der Oderbank in der AWZ. Dies ist eines der wichtigsten Trauerentenrastgebiete der gesamten Ostsee. Das Gebiet der Pommerschen Bucht umfasst einen Winterbestand von 10-50.000 Vögeln und einen Sommerbestand von 100.000-200.000. Ein Teil der Vögel mausert hier.

Der Rastbestand in Deutschland beträgt im Winter etwa 1.050.000 Individuen (GERLACH et al. 2019).

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Das Seegebiet nördlich der Halbinsel Fischland/Darß/Zingst ist ein Konzentrationsgebiet der Trauerente. Die Rastbestände während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V lagen im Jahr 2021/22 zuletzt bei ca. 33.000 Individuen (BIOM 2024). Trauerenten rasten in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern nur in zwei Gebieten: äußere Wismar-Bucht (Hannibal/Lieps) und Seegebiet nördlich der Halbinsel Fischland/Darß-Zingst (Prerowbank/Plantagenetgrund, vgl. Abbildung 49, Abbildung 50). Unmittelbar östlich angrenzend an die äußeren Küstengewässer in der Pommerschen Bucht liegt auf der Oderbank in der AWZ eines der wichtigsten Trauerentenrastgebiete der gesamten Ostsee (DURINCK ET AL. 1994, KUBE 1996, GARTHE et al. 2003). Einige dieser Vögel halten sich mitunter auch innerhalb der Hoheitsgewässer auf.

Während des Heimzuges im März/April rasten mitunter auch größere Trupps im Bereich der Greifswalder Boddenrandschwelle. Sommervorkommen sind hier praktisch nicht vorhanden (z. B. KLAFS & STÜBS 1987, VON RÖNN 2001). Trauerenten nutzen in der westlichen Ostsee nur einen einzigen Habitattyp zur Rast: sandige Flachgründe <10 m Wassertiefe. In diesen Gebieten ernähren sie sich vorrangig von Sandklaffmuscheln und Herzmuscheln (Schalenlänge 10-30 mm). Miesmuscheln, die Hauptnahrung aller anderen Meeresentenarten, werden in der westlichen Ostsee kaum gefressen (MEISSNER & BRÄGER 1990).

Das Seegebiet nördlich der Halbinsel Fischland/Darß/Zingst ist ein Konzentrationsgebiet der Trauerente.

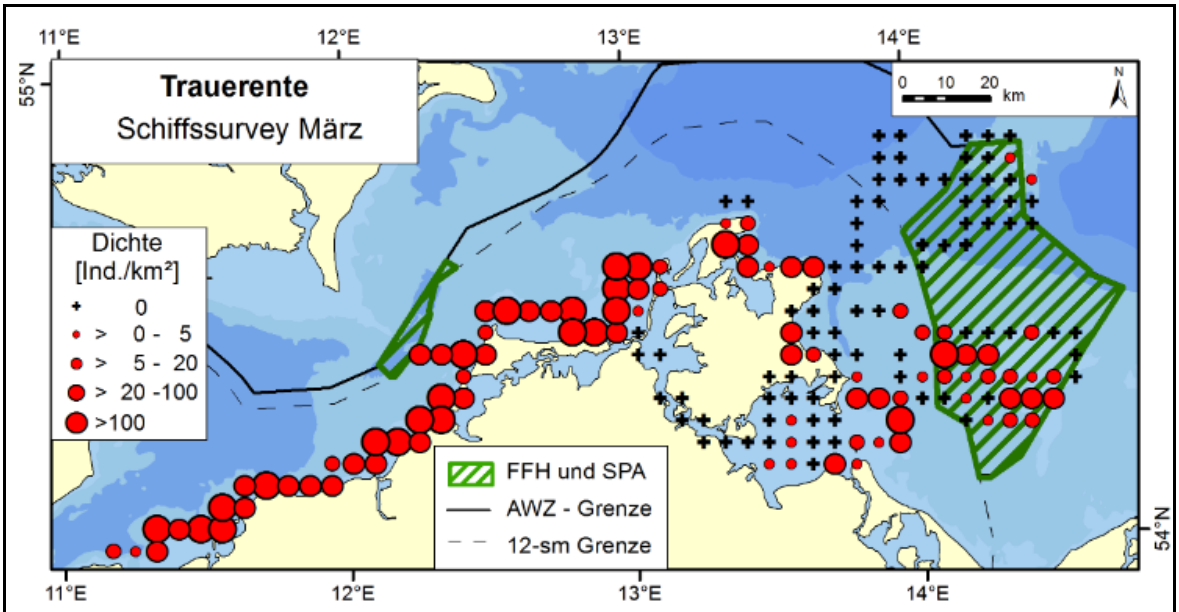


Abbildung 49: Vorkommen der Trauerente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

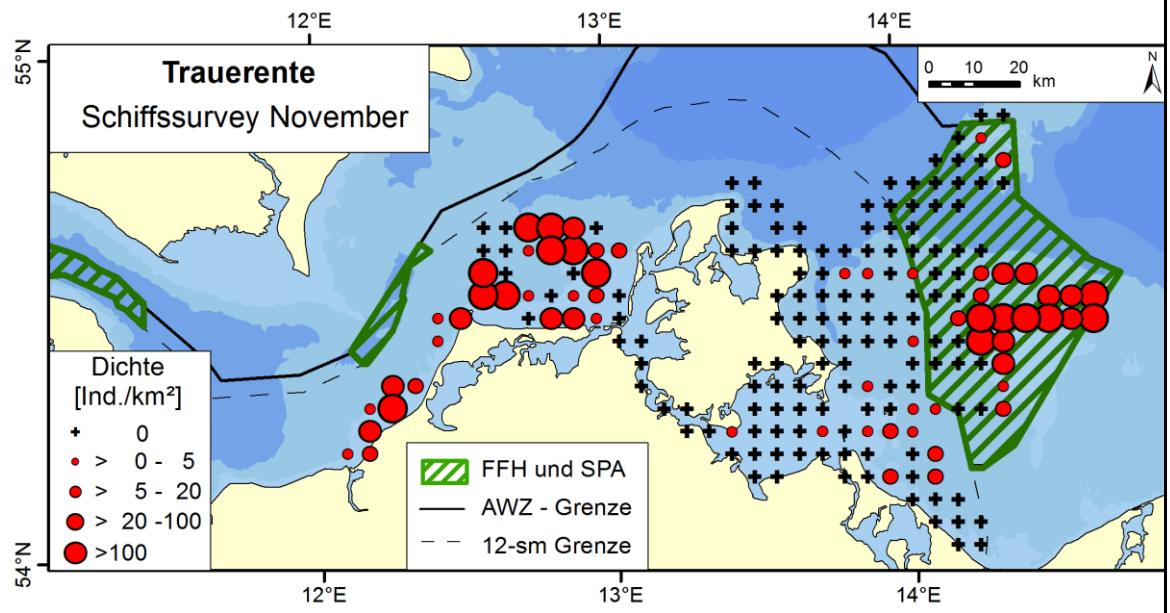


Abbildung 50: Verteilung der Trauerenten in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während der schiffsgestützten Erfassungen im November 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Trauerenten traten fast im gesamten Untersuchungsgebiet flächendeckend und in hoher Dichte auf (Abbildung 51). Lediglich auf den Adlergrund und im Greifswalder Bodden waren die Dichten gering. Am Hannibal wurde ein bemerkenswerter Trupp von deutlich über tausend Individuen beobachtet.

Trauerente *(Melanitta nigra)*

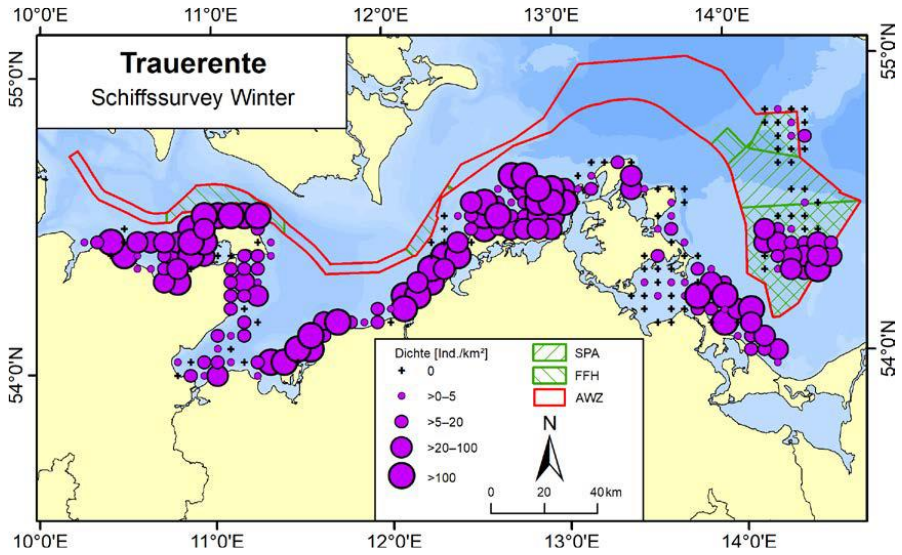


Abbildung 51: Verteilung von Trauerenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 78.120 Trauerenten festgestellt, sowie 12.035 Individuen, die nur als Trauer-/Samtente identifiziert werden konnten (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Trauerenten mit den höchsten monatlichen Dichten zwischen Januar und März erfasst. Die höchste Dichte wurde im Januar mit 77,47 Ind./km² erfasst. Die höchste saisonale Dichte lag entsprechend mit Winter 2023/2024 45,92 Ind./km², gefolgt vom Frühjahr mit 27,74 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Trauerente lag in den Flachwasserbereichen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlich Strelasund“. Im Südosten des FFH-Gebietes „Darßer Schwelle“ (Abbildung 52) wurden ebenso höhere Dichten festgestellt, wie im Norden des Fluguntersuchungsgebietes, nördlich der Schifffahrtsroute. In den übrigen Bereichen waren Trauerenten wegen der höheren Wassertiefen nur vereinzelt und in geringen Dichten anzutreffen (IFAÖ 2025g).

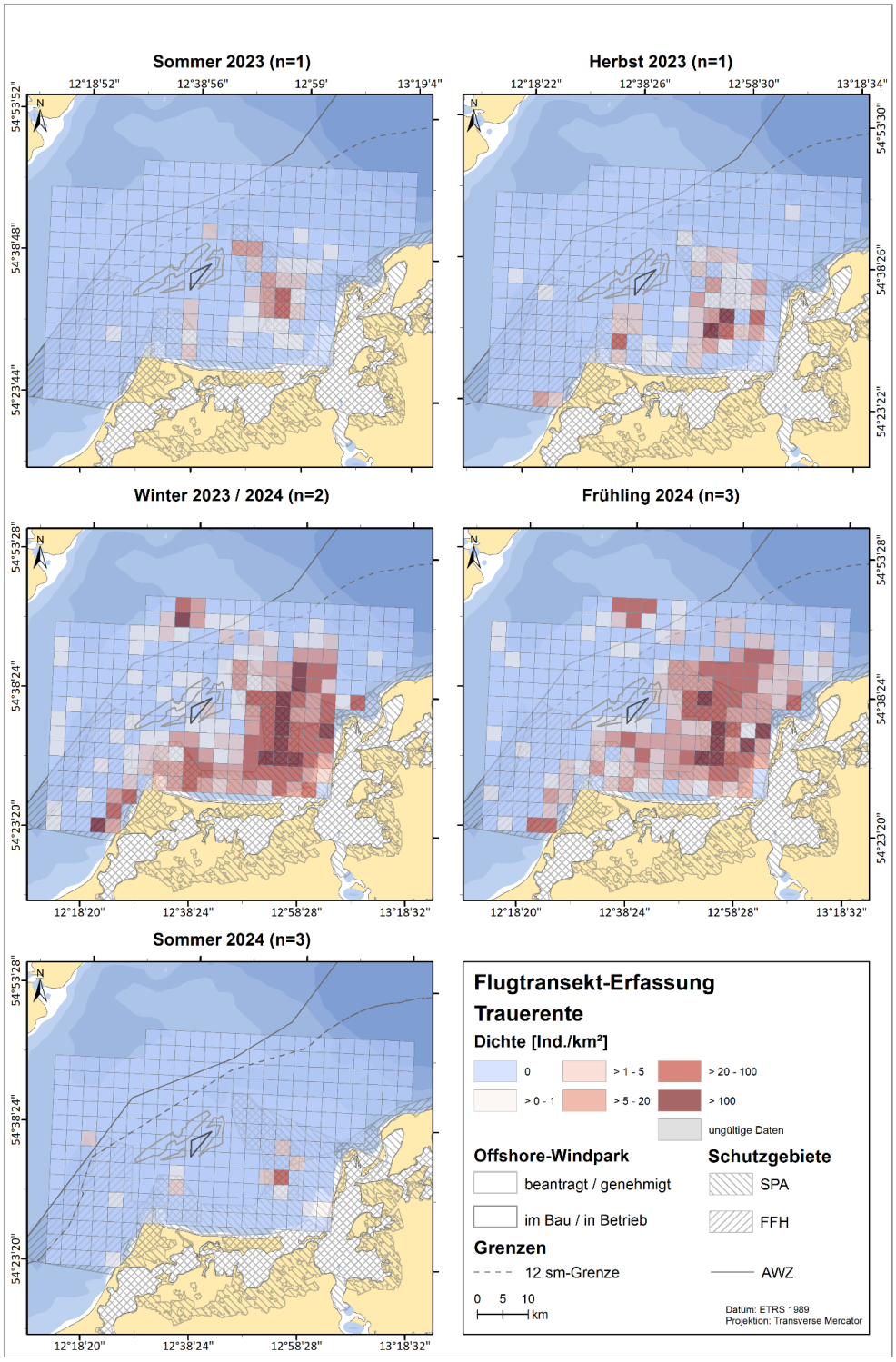


Abbildung 52: Räumliche Verteilung der Trauerente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IfAÖ 2025g)

Trauerente *(Melanitta nigra)*

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 211.093 Trauerenten erfasst, davon befan-den sich 94.649 Tiere innerhalb des Transektbereichs. Darüber hinaus wurden 6.088 Trauerenten, davon 1.901 Individuen im Transektbereich, festgestellt, die nur als Trauer-/Samtente identifiziert werden konnten (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte der Trauerente wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 384,17 Ind./km² im März 2024 festgestellt. Auch im Januar und Februar betrug die monatliche Dichte mehr als 100 Ind./km². Trauerenten wurden in allen Jahreszeiten beobachtet. Das saisonale Maximum wurde im Frühling 2024 mit 132,57 Ind./km² erreicht. Im Winter 2023/2024 wurde noch eine saisonale Dichte von 104,79 Ind./km² festgestellt (IFAÖ 2025g).

Die Verteilung der Trauerente im Schiffsuntersuchungsgebiet (Abbildung 53) konzentriert sich stark in den Flachwasserbereichen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlich Strelasund“. Die abseits der Flachwasserbereiche festgestellten Vorkommen sind primär auf Zuggeschehen zurückzuführen. Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ finden sich eine saisonale Dichten von 0,79 Ind./km². Auch hier ist damit zu rechnen, dass diese auf Fluggeschehen zu oder vom östlich gelegenen SPA „Plantagenetgrund“ zurückgehen (IFAÖ 2025g).

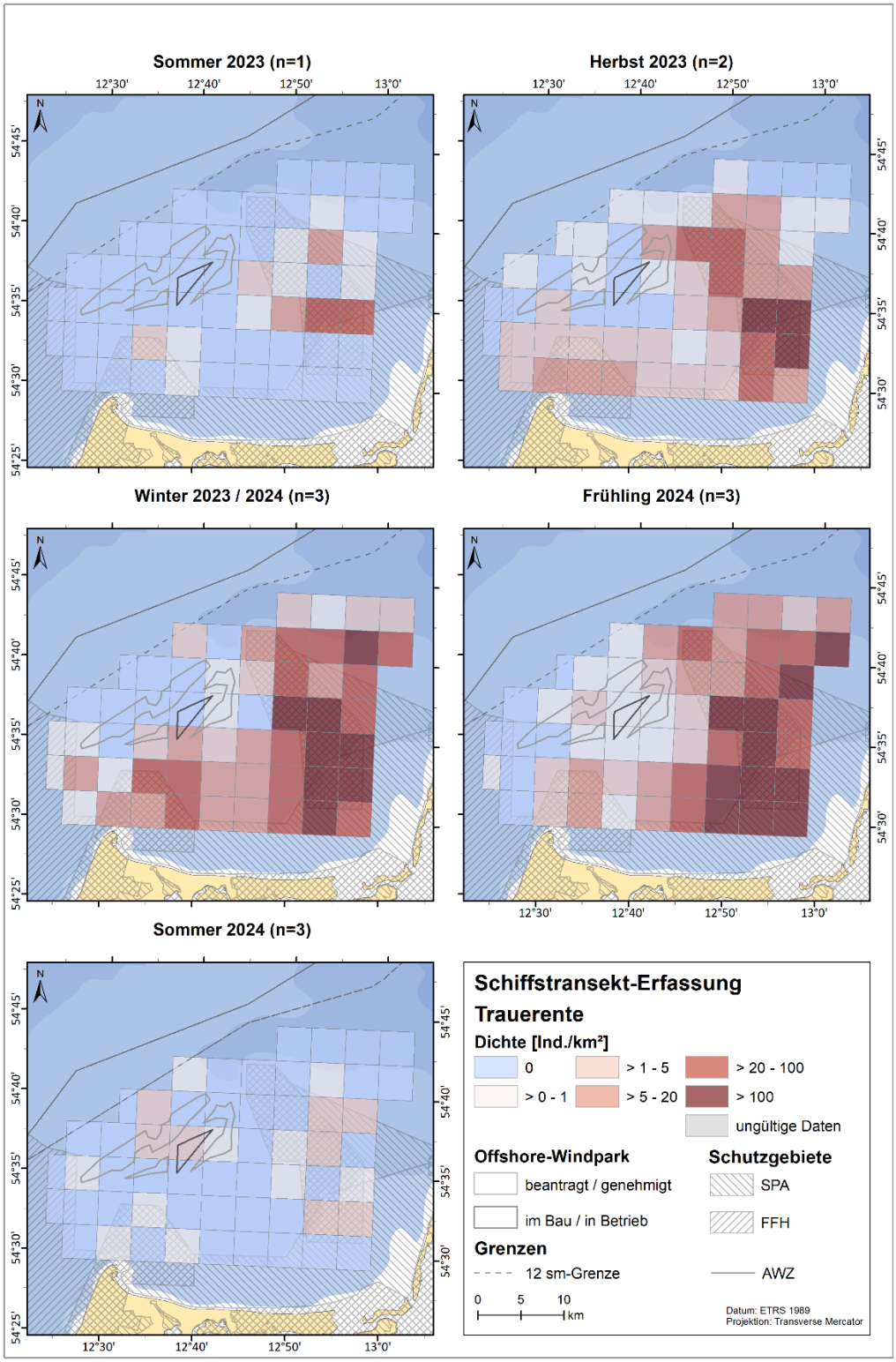


Abbildung 53: Räumliche Verteilung der Trauerente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g)

Trauerente *(Melanitta nigra)*

Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ finden sich eine saisonale Dichten von 2,03 Ind./km². Auch hier ist damit zu rechnen, dass diese auf Fluggeschehen zu oder vom östlich gelegenen SPA „Plantagenetgrund“ zurückgehen. Somit liegt im Untersuchungsjahr 2023/2024 der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,01 bzw. 0,02 % (1%-Kriterium: 10.500 Ind.). In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen die Anteile bei 0,42 bzw. 0,63 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe, zeitweise (in 2016) mittlere Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Trauerenten nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Trauerenten kommen. Trauerenten führen häufig Austauschbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen durch. Sie zeigen insbesondere während des Zuges auch nächtliche Flugaktivität und sind mäßig manövrierfähig. Sie sind daher empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008).

Der populationsbiologische Sensitivitätsindex der Trauerente ist relativ hoch (Stufe 4). Bei einem sehr geringen naturschutzfachlichen Wert (Stufe 5) wird die Mortalitätsgefährdung (MGI) der Art als „mäßig“ (IV.8) und die vorhabentypische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA als „gering“ (D.11) angegeben (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Demnach wäre der Verbotstatbestand „nur bei sehr hohem konstellationsspezifischen Risiko“ möglicherweise erfüllt. Dieser Fall trifft aber hier laut fachgutachtlicher Bewertung nicht zu.

Aufgrund der hohen Frequentierung v.a. südlicher und östlicher Bereiche des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Trauerenten als Rastvögel sind Kollisionen mit OWEA nicht auszuschließen. Verringert wird das Risiko durch die hohen Fluchtdistanzen von Trauerenten gegenüber OWEA und die für gewöhnlich geringe Flughöhe von Trauerenten, die i. d. R. unterhalb der Rotorhöhe liegt. Zusätzlich können, insbesondere während nächtlicher Flugbewegungen, Vermeidungsmaßnahmen das Kollisionsrisiko senken (s. u.), die jedoch nicht zwingend erforderlich sind.

Flughöhen von Meeresenten (zu denen auch die Trauerente zählt) sind über See generell gering, mit nur geringen Anteilen oberhalb von 20 m (BERNDT & DRENCKHAHN 1990). Nach HÜPPOP et al.

Trauerente *(Melanitta nigra)*

(2005) liegt die Flughöhe von Meeresenten zu ca. 75-90 % unterhalb von 10 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Trauerenten zu 97,9 % unterhalb von 50 m beobachtet.

Die Trauerente wurde mit knapp drei Vierteln der erfassten Individuen in den untersten zehn Höhenmetern beobachtet, im Höhenbereich von 10–20 m flog etwas mehr als ein Fünftel. Die übrigen Individuen bewegten sich zwischen 20 und 50 m Höhe (IFAÖ 2025d).

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Trauerenten zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten. Die Trauerente zog vor allem in den frühen Morgenstunden. Im ersten Untersuchungsjahr gab es zudem auch in den Stunden vor Einbruch der Dunkelheit eine erhöhte Zugaktivität (IFAÖ 2025d), so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Trauerenten-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Untersuchungen im dänischen OWP Nysted (PETERSEN et al. 2006) belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten) in der westlichen Ostsee. Das Kollisionsrisiko wurde für den Windpark mit 72 OWEA auf 0,02 % der durchziehenden Individuen geschätzt (DESHOLM 2006). Aufgrund des geringen individuellen Kollisionsrisikos sind vereinzelte Kollisionen als „unvorhersehbare Einzelereignisse“ zu betrachten, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Trauerenten weisen eine sehr hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffsverkehr auf und fliegen meist in sehr großer Entfernung vor sich nähernden Schiffen auf (GARTHE et al. 2004). Folglich wird das direkte Umfeld des Vorhabengebiets während des Baus der OWEA von den Tieren gemieden. Da sich die vorgesehenen Schiffe langsam bewegen, werden Kollisionen mit den Schiffen von fliegenden oder schwimmenden Individuen und somit Tötungen oder Verletzungen der Tiere ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

Trauerente *(Melanitta nigra)*
☐ ja ☒ nein Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig? ☐ ja ☒ nein Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig? ☐ ja ☒ nein Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten? ☐ ja ☒ nein **Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG** Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein Das Kollisionsrisiko erhöht sich durch die Errichtung und den Betrieb des OWP nicht signifikant im Vergleich zum allgemeinen Lebensrisiko dieser Art. Es sind keine Vermeidungsmaßnahmen erforderlich.
Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG **Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten** ☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population ☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population **Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust** Rastende Meeresenten (wie die Trauerente) meiden im Regelfall OWP, nutzen aber deren unmittelbares Umfeld regelmäßig in leicht verringerten Dichten (PETERSEN et al. 2014). Im Untersuchungsjahr 2023/2024 lag der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,01 bzw. 0,02 %. In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen die Anteile bei 0,42 bzw. 0,63 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population (1%-Kriterium: 10.500 Ind., des deutschen Rastbestandes, EU 2019) nicht erreicht. Die Angaben zum deutschen Rastbestand

Trauerente *(Melanitta nigra)*

beruhen dabei auf neueren Erkenntnissen als die Angaben zur biogeographischen Population und werden hier als rechnerische Bezugsgröße verwendet.

Trauerenten nutzen auch bestehende OWP und ihre unmittelbare Umgebung zur Rast und Nahrungssuche. In den dänischen OWP Horns Rev 1 & 2 wurden jeweils wenige Jahre nach Inbetriebnahme größere Anzahlen rastender und Nahrung suchender Trauerenten innerhalb der Windparkfläche und damit zwischen den OWEA nachgewiesen (PETERSEN & FOX 2007, PETERSEN et al. 2014). Nach den Ergebnissen dieser Studien ist davon auszugehen, dass Trauerenten den OWP selbst sowie die umgebende Störzone nicht vollständig meiden, aber in verringerter Dichte nutzen. Demnach ist eine Störung bzw. Verdrängung ein lokaler Prozess und auf deutlich weniger als 1% der biogeografischen Population beschränkt.

Mögliche indirekte Folgen der zu erwartenden Verlagerung werden ebenfalls fachgutachtlich als nicht erheblich bewertet. Im OWP „Horns Rev 2“ kam es zu einer teilweisen Verlagerung in größere Wassertiefen (von Tiefen <15 m nach 15-25 m), die einen erhöhten Energiebedarf beim Tauchen nach sich ziehen kann (PETERSEN et al. 2014). Das Vorhabengebiet „Gennaker“ liegt jedoch bereits bei >15 m Wassertiefen und damit im tiefsten Bereich des Trauerentenrastgebiets, so dass eine Verlagerung in die flacheren ungestörten Kernrastgebiete erwartet wird. Eine Dichtesteigerung in diesen Bereichen könnte zu erhöhter innerartlicher Konkurrenz (Stress) führen. Die Dichten der Trauerente schwanken von Jahr zu Jahr in erheblichem Umfang in Abhängigkeit vom Zuggeschehen, Vereisung der Rastgebiete und Nahrungsangebot. Die maximalen Rastbestände im Untersuchungsgebiet traten zudem ausschließlich zur Zeit des Frühjahrszuges auf. Trauerenten sind besonders zu dieser Zeit den jährlich stark wechselnden Bedingungen (v. a. Wetter, Nahrungsangebot) ausgesetzt und reagieren darauf natürlicherweise kurzfristig mit Zug- und Ausweichbewegungen. Gegenüber diesen natürlichen Schwankungen sind die vorhabensbedingten Veränderungen als untergeordnet zu bewerten.

Das Vorhabengebiet des OWP „Gennaker“ befindet sich in geringer Entfernung zwischen zwei Vorkommensschwerpunkten der Trauerente (vgl. Abbildung 5). Es wird daher eine Störung einiger Randvorkommen der Trauerente angenommen.

Eine erhebliche Störung, welche die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zur Folge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust wird jedoch ausgeschlossen.

Störung durch Schiffsverkehr

Schiffe sind ein wesentlicher Störfaktor für Rastvögel. In intensiv befahrenen Gebieten kann dies zu einer Einschränkung der natürlichen Verhaltensweisen, aber auch zu einer temporären oder andauernden Meidung häufig befahrener Strecken führen. Neben Seetauchern sind Trauerenten die am stärksten störempfindliche Seevogelart. Neben Seetauchern sind Trauerenten die am stärksten störempfindliche Seevogelart, insbesondere in der Mauserzeit. Die mittlere individuelle Fluchtdistanz von Trauerenten gegenüber Schiffen wird von FLIEßBACH et al. (2019) mit 1.600 ± 777 m angegeben (mindestens 40 m, maximal 3.200 m). Nach Untersuchungen von SCHWEMMER et al. (2011) lag die Fluchtdistanz von Trauerenten im Median bei 804 m. Die Fluchtdistanzen

Trauerente *(Melanitta nigra)*

entlang von kanalisierten Strecken waren geringer als in Seegebieten ohne vorgegebenen Fahrweg. Insbesondere während der sehr energieaufwändigen, synchronen Schwingenmauser mit zeitweiliger Flugunfähigkeit von Juni/Juli bis Oktober/November sind Trauerenten auf störungsarme Meeresgebiete angewiesen. Trauerenten ernähren sich überwiegend von benthischen Mollusken. Sie reagieren daher empfindlich auf eine Reduktion des Nahrungsangebotes durch Eingriffe in den Meeresboden.

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Trauerente bei den Flugtransekt-Erfassungen lag in den Flachwasserbereichen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“. Im Südosten des FFH-Gebietes „Darßer Schwelle“ wurden ebenso höhere Dichten festgestellt, wie im Norden des Fluguntersuchungsgebietes, nördlich der Schifffahrtsroute. In den übrigen Bereichen waren Trauerenten wegen der höheren Wassertiefen nur vereinzelt und in geringen Dichten anzutreffen (IFAÖ 2025g).

Die Verteilung der Trauerente im Schiffsuntersuchungsgebiet konzentriert sich stark in den Flachwasserbereichen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“. Die abseits der Flachwasserbereiche festgestellten Vorkommen sind primär auf Zuggeschehen zurückzuführen (IFAÖ 2025g).

Dies deckt sich mit der Präferenz der Art in der Ostsee, die mit 5-15 m Wassertiefe angegeben wird (SKOV et al. 2011). Eine Rastgebietseignung für Trauerenten liegt nur im Bereich der Flachgründe vor (IFAÖ 2025g).

Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Trauerenten durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für diese auszugehen.

Die sehr energieaufwändige, synchrone Schwingenmauser der Trauerente impliziert eine zeitweilige Flugunfähigkeit von Juni bis August, spätmausernde Trauerenten werden bis in den September beobachtet. Störungen durch die Arbeits- oder Wartungsschiffe während der Mauser bei der die Trauerenten auf störungsarme Meeresgebiete angewiesen sind, können nicht eintreten, da die Mauser in der Pommerschen Bucht stattfindet. Die Hauptkonzentrationen der mausernden Trauerenten befinden sich fernab vom Vorhabengebiet in der zentralen Oderbank (MARKONES & GARTHE 2009, MARKONES & GARTHE 2011, MARKONES et al. 2012).

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Trauerenten wahrgenommen,

Trauerente *(Melanitta nigra)*

da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf die Trauerente gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für die Trauerente zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist die Trauerente als benthophage Meeresente betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen von Trauerenten auftreten.

Im Bereich der Fundamente und der parkinternen Verkabelung kommt es durch die Ramm- und Verlegearbeiten lokal zu einer zeitlich begrenzten Störung der benthischen Lebensgemeinschaft. Dies führt zu einem zeitweisen Verlust von ökologischer Kapazität für benthophage Meeresenten. Aufgrund der großräumig zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate in unmittelbarer Umgebung ist kein messbarer Effekt für die Arten durch die Benthos-Entnahmen zu erwarten. Die betroffenen Trauerenten können innerhalb des gleichen Rastgebietskomplexes in die unmittelbare Umgebung ausweichen.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in der Nähe von zum Teil bedeutenden Vorkommensschwerpunkten der Trauerente (u.a. durch die SPA „Plantagenetgrund“ (DE 1343-401, ca. 2 km östlich) und „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund (DE 1542-401), so dass regelmäßige Vorkommen und zum Teil erhöhte Dichten zu erwarten sind (vgl. Abbildung 5). Aufgrund der Wassertiefen >15 m und weniger günstigen Substratverhältnissen (sehr feiner Sand) gehört ein Großteil des Vorhabengebiets nicht zu den bevorzugten Rasthabitaten der Trauerente, lediglich einige Randbereiche wurden aufgrund hoher Dichten und der flächigen Verteilung von Trauerenten aufgesucht. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ist daher ausgeschlossen.

Daher ergeben sich vorhabenbedingt keine Auswirkungen auf die Populationsebene der Trauerente. Da die bau- und betriebsbedingten Störungen (betriebsbedingt: Service-Fahrten) zudem kurzzeitig wirken, sind erhebliche Beeinträchtigungen der Art ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Trauerenten, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja☒ nein

Trauerente *(Melanitta nigra)*

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten dieser Art liegen nicht in Deutschland, sondern in Westsibirien, Skandinavien, Island, Schottland und Irland (MENDEL et al. 2008) und werden damit nicht erreicht. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört, da während der Mauser störungsarme Bereiche mit Wassertiefen von 3-5 m bevorzugt werden (HENNING 2001, DEPPE 2003 zit. in MENDEL et al. 2008).

Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten“ ist ausgeschlossen, der Verbotstatbestand ist nicht erfüllt, da sich diese nicht in Deutschland befinden und da diese von den Vorhabenwirkungen keinesfalls erreicht werden.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Trauerenten nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets stellt keinen Vorkommensschwerpunkt für die Winterrast der Trauerente dar. Das nächstgelegene Rastgebiet liegt nördlich der Halbinsel Darß-Zingst. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja☒ nein

Trauerente *(Melanitta nigra)*
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.2 Eisente

Eisente *(Clangula hyemalis)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. V RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Eisenten gelten als Kurzstrecken- und Teilzieher, welche in der Tundra bevorzugt an kleinen, seichten Teichen brüten. In Bereichen mit tundraähnlichen Bedingungen brütet die Art auch an der Küste und auf vorgelagerten, küstennahen Inseln. Dann halten sich Eisenten außerhalb der Brutzeit überwiegend auf küstennahen Brack- und Salzgewässern auf. Dabei findet die Nahrungssuche in flacheren Küstengebieten statt. Eisenten zeigen eine deutliche Bevorzugung von Gebieten mit geringer Wassertiefe (5-20 m) und meiden Bereiche von >25 m Tiefe. Zwischen Mitte Juli bis Mitte September sind Eisenten während der Sommermauser flugunfähig und besonders empfindlich.

Eisenten sind überwiegend Kurzstrecken- und Teilzieher und recht ausgeprägte Nachtzieher. Der Wegzug in die Winterquartiere erfolgt im August und September. In der Ostsee erreicht der Zuzug seinen Gipfel im November/Dezember, in Abhängigkeit vom Tauwetter beginnt der Heimzug in die Brutgebiete im Februar/März.

Eisenten sind tag- und nachtaktiv. Sie erbeuten ihre Nahrung, indem sie zum Grund tauchen. In den Winterquartieren der Ostsee besteht die Nahrung überwiegend aus Muscheln. Eisenten bevorzugen flache Riffe (bis 25 m Wassertiefe) mit hohem Bedeckungsgrad an Miesmuscheln *Mytilus* spec. und Sandbänke mit Herz- und Sandklaffmuscheln *(Cerastoderma lamarcki, Mya arenaria)*. Insgesamt ist die Nahrung durch Anteile von Polychaeten, Echinodermen, Crustaceen und Fischen vielfältig. Im Frühjahr kann Heringslaich den überwiegenden Anteil der Nahrung ausmachen.

Die Rastbestände der Eisente [W-Sibirien, N-Europa (b)] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 1.600.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 16.000 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Eisenten brüten nicht in Deutschland, sondern halten sich während des Zuges und im Winter sowie selten und unregelmäßig im Sommer auf Nord- und Ostsee auf. Nur ausnahmsweise erfolgen Nachweise im Binnenland.

Der Rastbestand in Deutschland, der aufgrund der zahlenschwachen Vorkommen auf der Nordsee durch die Ostseebestände bestimmt wird, beträgt im Mittwinter 360.000 Individuen (GERLACH et al. 2019). Dies entspricht über 20 % der biogeographischen Population „W - Sibirien, N - Europa (Brutzeit)“. Sehr individuenstarke Vorkommen befinden sich vor allem in der Pommerschen Bucht

Eisente *(Clangula hyemalis)*

sowie nördlich des Darß (Abbildung 54, Abbildung 55). Im Frühjahr liegt zudem ein Vorkommensschwerpunkt im Greifswalder Bodden (Abbildung 55). Im Binnenland werden ebenso wie auf der Nordsee nur wenige Eisenten festgestellt. Die Eisente überwintert in der Ostsee und ist hier die häufigste Meeresente in den äußeren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern (Wismar-Bucht, Seegebiet nördlich Darß-Zingst und Pommersche Bucht). Im Sommerhalbjahr halten sich keine Eisenten in der westlichen Ostsee auf.

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Der Winterbestand hat im Zeitraum 1992-2007 um mindestens 50 % abgenommen. Seit 2011 wird eine Zunahme des Rastbestandes registriert (BELLEBAUM et al. 2014, GERLACH et al. 2019, Trends mariner Arten (bfn.de)).

Verbreitungsschwerpunkte von Eisenten sind die Pommersche Bucht und das Seegebiet nördlich von Darß/Zingst mit Plantagenetgrund, wo großflächig Dichten von >20-100 Ind./km² und teilweise über 100 Ind./km² erreicht werden (BORKENHAGEN et al. 2019, 2021, 2022). Meeresenten zeigen in Abhängigkeit vom Vereisungsgrad der Ostsee in ihren Rastbeständen deutliche jährliche Schwankungen. Der Rastbestand der Eisente bei den landgestützten Wasservögelzählungen in Mecklenburg-Vorpommern betrug 2021/22 ca. 56.000 Individuen (BIOM 2024), womit die Eisente im Winter die häufigste Meeresente in den äußeren Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern ist.

Im Frühjahr verändert sich die Verteilung kaum und die hohen Dichten bleiben bestehen (MENDEL et al. 2008).

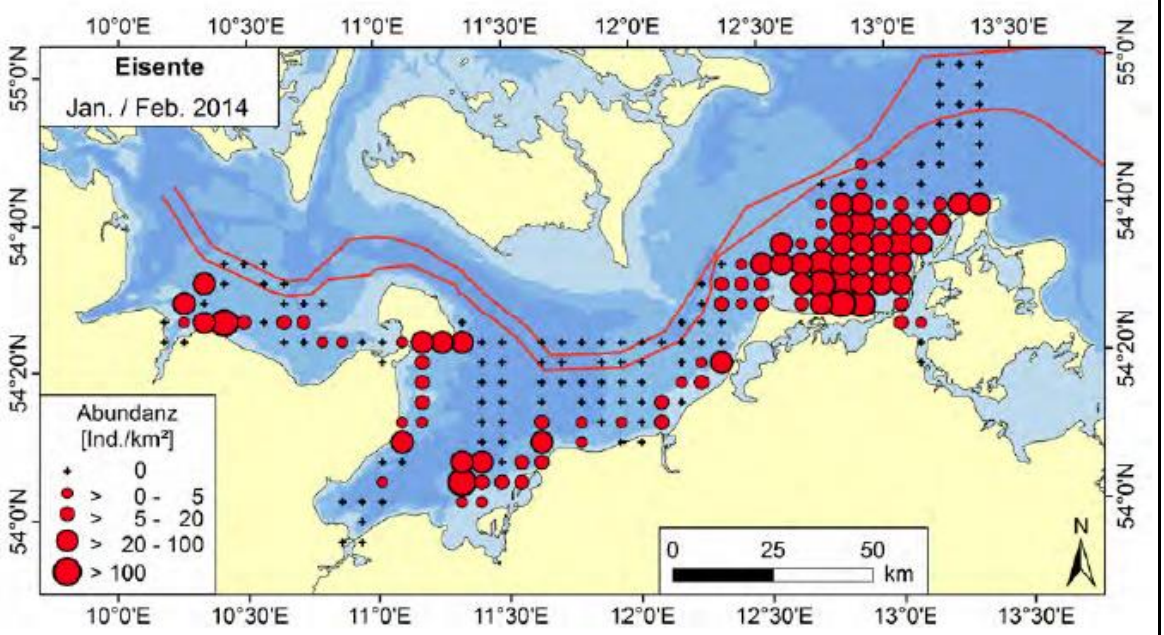


Abbildung 54: Vorkommen der Eisente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015)

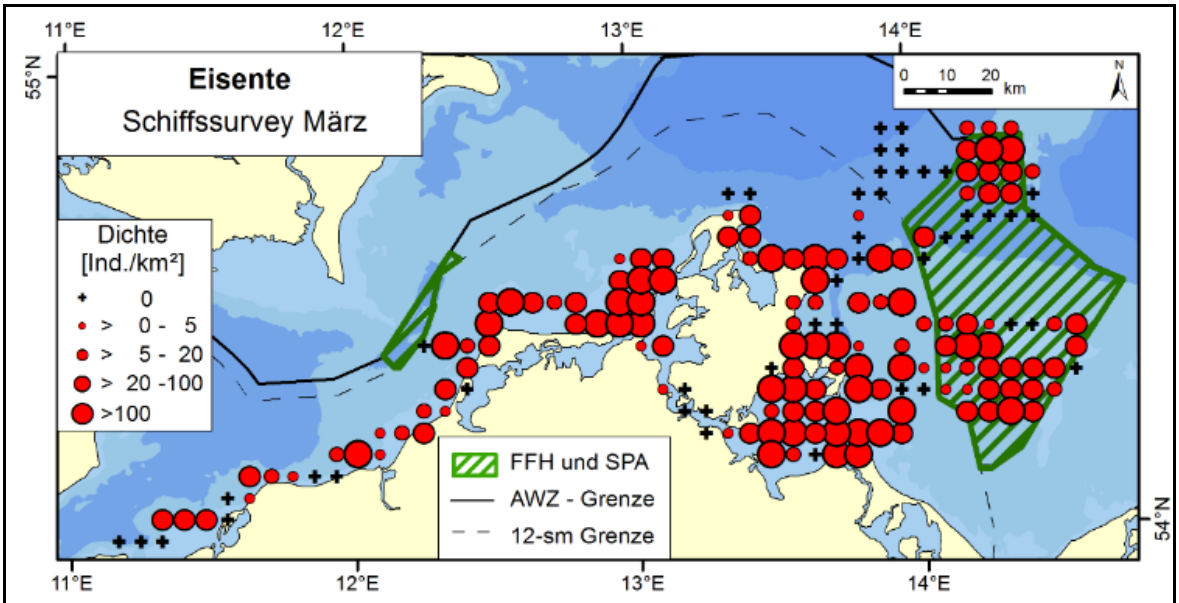


Abbildung 55: Vorkommen der Eisente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Eisenten traten flächendeckend in allen Bereichen mit geringer Wassertiefe auf, die Dichten waren im östlichen Teil höher als im Westen (Abbildung 56). Sie wurden überwiegend in Paaren oder kleinen Gruppen beobachtet, große Trupps kamen nur selten vor.

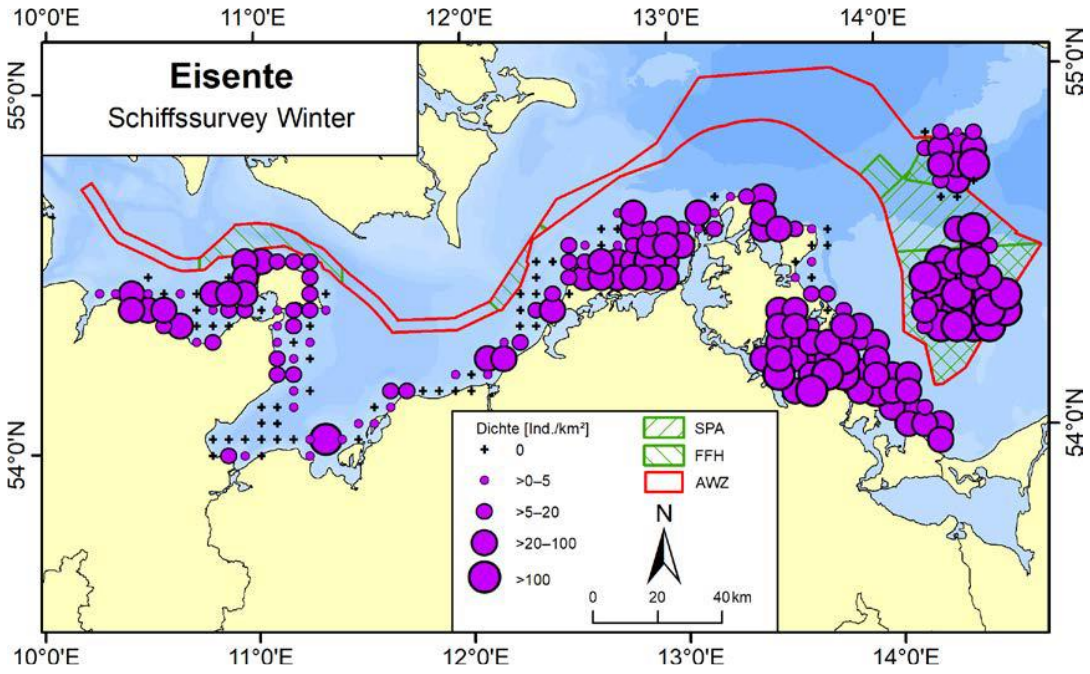


Abbildung 56: Verteilung von Eisenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022).

Eisente *(Clangula hyemalis)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Die Eisente tritt im Winterhalbjahr weiträumig und mit hohen Individuenzahlen in der deutschen Ostsee auf. Sie nutzt Flachwasserbereiche bis zur 20 m-Wassertiefenlinie, wobei Tiefen bis 15 m bevorzugt werden. Die Verteilung der Eisenten in den SPAs „Plantagenetgrund“ und „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ zeigte bei flugzeugbasierten Erfassungen Abundanzen von 5-20 Ind./km² (SONNTAG et al. 2010). Die höchsten Rastbestände vor der Insel Hiddensee werden in der Regel im März erreicht, besonders aber kurz vor dem Abzug im April (DIERSCHKE & HELBIG 2008).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 9.279 Eisenten festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Eisenten hauptsächlich zwischen Herbst und Frühjahr erfasst, mit höchsten Dichten von Januar bis März (7,33, 8,36 und 6,09 Ind./km²). Die höchste saisonalen Dichten lagen im Winter 2023/2024 mit 7,82 Ind./km². Im Frühjahr war die mittlere saisonale Dichte mit 3,26 Ind./km² und lag in allen anderen Saisons unter 0,10 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Eisente lag in den Flachwasserbereichen der SPA „Plantagenetgrund“ und SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (Abbildung 57). Hier befanden sich lokal sehr hohe Konzentrationen von Eisenten. Im Südosten des FFH-Gebietes „Darßer Schwelle“ fand sich ein kleines Dichtezentrum. In Bereichen größerer Wassertiefen waren Eisenten nur vereinzelt und in geringen Dichten anzutreffen (IFAÖ 2025g).

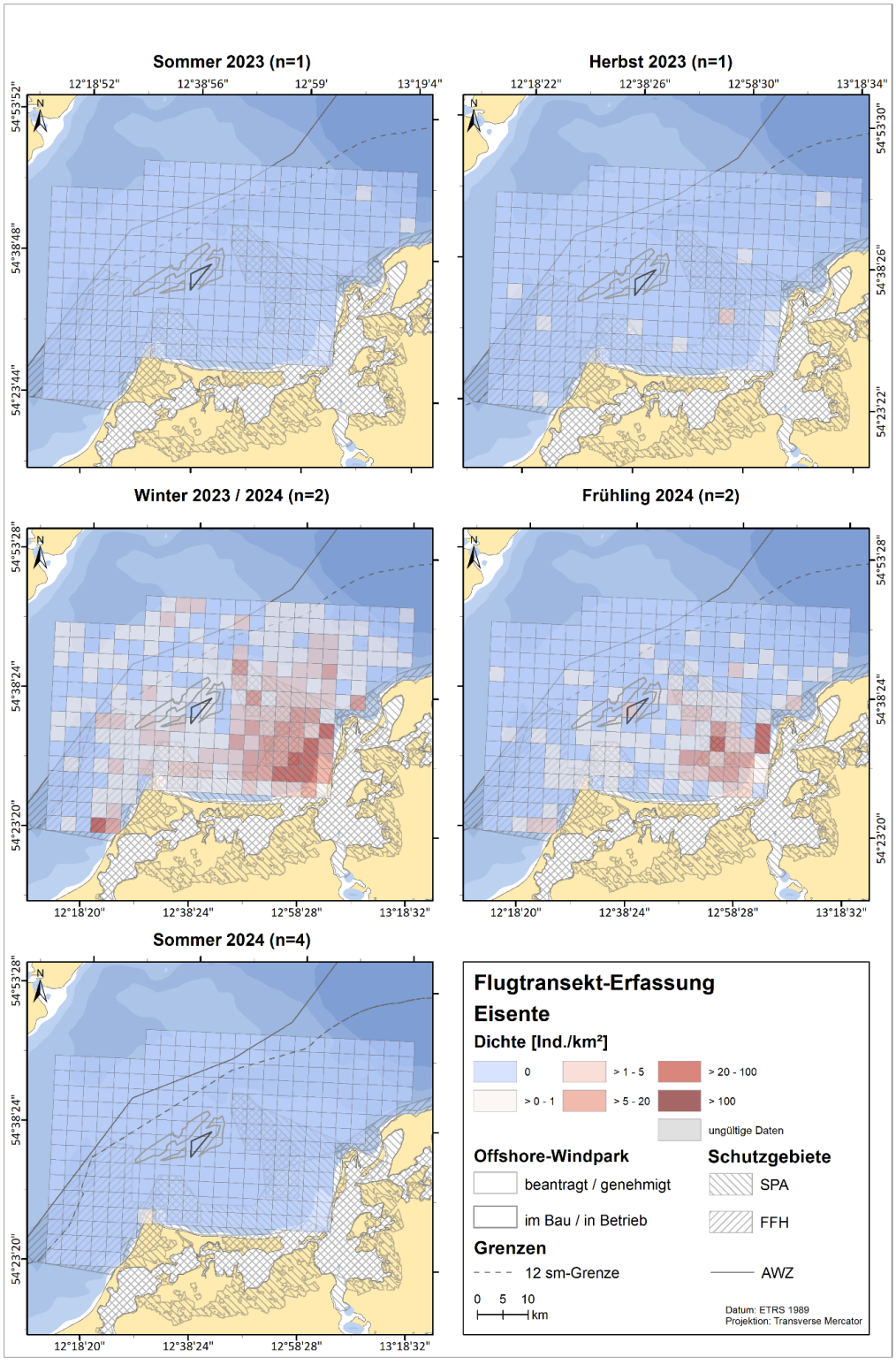


Abbildung 57: Räumliche Verteilung der Eisente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IfAÖ 2025g).

Eisente *(Clangula hyemalis)*
Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 8.118 Eisenten erfasst, davon befanden sich 6.392 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g). Die höchste monatliche Dichte der Eisente wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 15,14 Ind./km² im Dezember 2023 festgestellt. Von Dezember bis März lagen die monatlichen Dichten stets über 10 Ind./km². Zwischen Mai und Oktober wurden keine Eisenten, oder Dichten kleiner 0,50 Ind./km² beobachtet. Das saisonale Maximum von 13,42 Ind./km² lag, wie auch die maximale monatliche Dichte, im Winter 2023/2024 (IFAÖ 2025g). Die Verteilung der Eisente im Schiffsuntersuchungsgebiet war, wie bereits bei den Flugtransekt-Erfassungen, stark konzentriert auf die Flachwasserbereiche der SPA „Plantagenetgrund“ und SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlich Strelasund“ (Abbildung 58). Hier befanden sich lokal sehr hohe Konzentrationen von Eisenten. Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ fand sich eine Dichte von 0,10 Ind./km² im Winter 2023/2024 (IFAÖ 2025g).

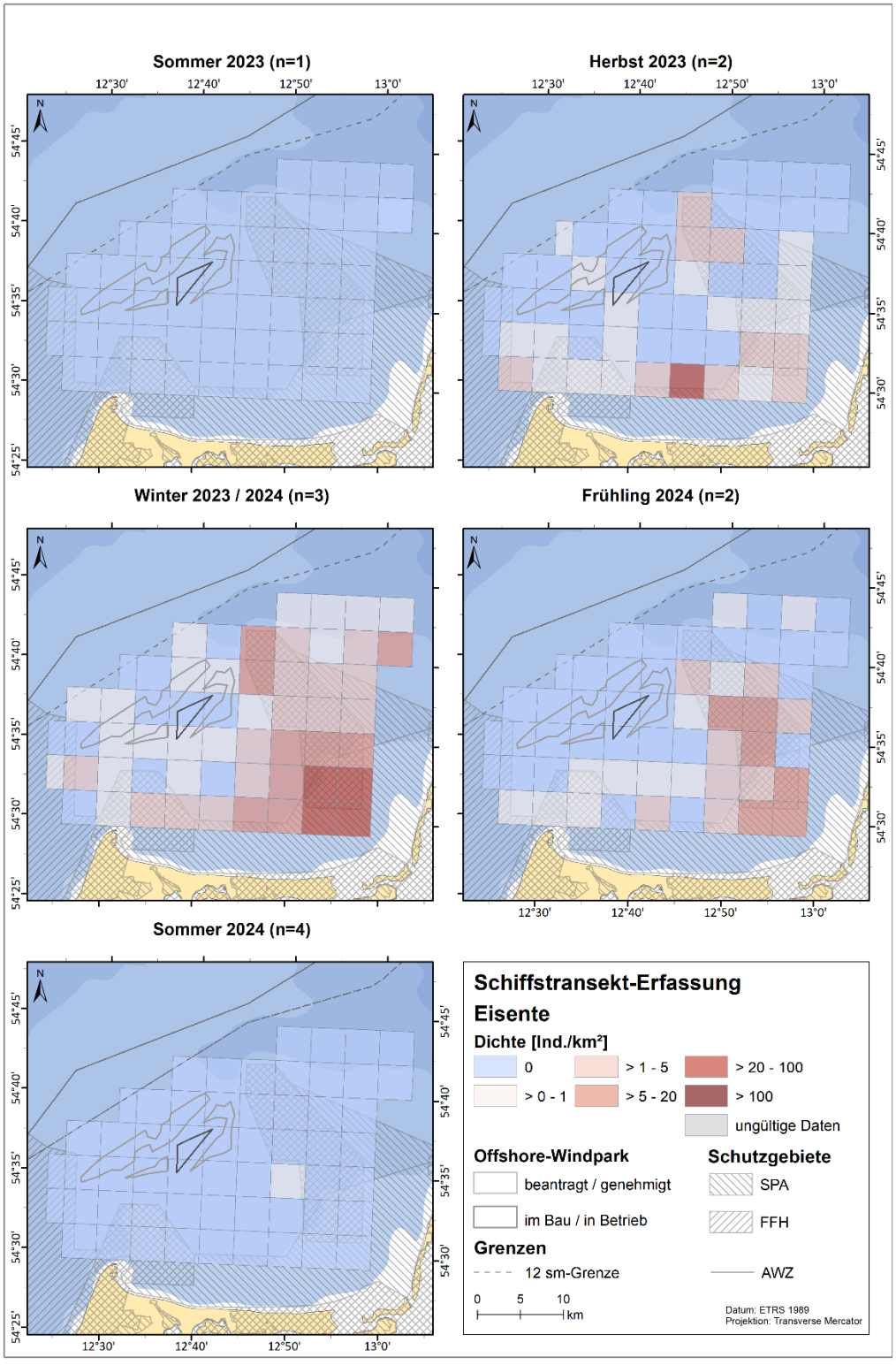


Abbildung 58: Räumliche Verteilung der Eisente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g).

Eisente *(Clangula hyemalis)*

Die starke Konzentration der Tiere auf die Flachwasserbereiche der Untersuchungsgebiete ist charakteristisch für diese benthophage Art. Die Eisente wurde in allen Untersuchungsjahren mit hohen Individuendichten in den mit Flug- und Schiffstransekt-Erfassungen untersuchten Flachwasserbereichen festgestellt. Auch die Phänologie des Auftretens mit den höchsten Dichten im Winterhalbjahr ist arttypisch. Entsprechend ist der Bestand der Eisente in den Untersuchungsgebieten charakteristisch für die Flachwasserbereiche dieses Meeresgebietes der deutschen Ostsee (IFAÖ 2025g).

Der Anteil der biogeographischen Population lag im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01%. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,11 bzw. 0,22 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe, zeitweise (in 2016) mittlere Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Eisenten nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Eisenten kommen.

Eisenten gelten als empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008). BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den populationsbiologischen Sensitivitäts-Index bei einem geringen naturschutzfachlichen Wert-Index (Stufe 4) mit „hoch“ (Stufe 3) und die Mortalitätsgefährdung (MGI) mit „mittel“ (III.6) an. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA wird mit „mittel“ (C.9) angegeben. Aufgrund der hohen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Eisenten als Rastvögel sind Kollisionen mit OWEA nicht auszuschließen. Verringert wird das Risiko durch die von den OWEA ausgehende Scheuchwirkung und die für gewöhnlich geringe Flughöhe von Eisenten, die i. d. R. unterhalb der Rotorhöhe liegt. Zusätzlich können sich, insbesondere während nächtlicher Flugbewegungen, Vermeidungsmaßnahmen mindernd auf das Kollisionsrisiko auswirken (s. u.).

Allerdings sind die Flughöhen von Meeresenten (zu denen auch die Eisente zählt) über See gering, mit nur geringen Anteilen oberhalb von 20 m (BERNDT & DRENCKHAHN 1990). Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Meeresenten zu ca. 75-90 % unterhalb von 10 m.

Eisente *(Clangula hyemalis)*

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Eisenten zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten (Zugpeaks gab es lediglich noch am späten Nachmittag oder frühen Abend), so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Eisenten-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Untersuchungen im dänischen OWP Nysted (PETERSEN et al. 2006) belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten) in der westlichen Ostsee. Das Kollisionsrisiko wurde für den Windpark mit 72 OWEA auf 0,02 % der durchziehenden Individuen geschätzt (DESHOLM 2006).

Auf Individuenebene sind Verluste rastender Eisenten durch Vogelschlag jedoch nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Eisenten weisen eine hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und fliegen vor sich nähernden Schiffen meist auf (GARTHE et al. 2004, BELLEBAUM et al. 2006). Da die Schiffe, die an Bau oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Eisenten gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden können.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Eisente *(Clangula hyemalis)*

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Das Kollisionsrisiko erhöht sich durch die Errichtung und den Betrieb des OWP nicht signifikant im Vergleich zum allgemeinen Lebensrisiko dieser Art. Es sind keine Vermeidungsmaßnahmen erforderlich.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Rastende Eisenten meiden im Regelfall OWP, aber nutzen deren unmittelbares Umfeld regelmäßig in leicht verringerten Dichten (PETERSEN et al. 2014). Im Untersuchungsjahr 2023/24 lag der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,11 bzw. 0,22 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population (16.000 Ind.) nicht erreicht. Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich am nordwestlichen Rand eines Vorkommensschwerpunkts der Eisente (vgl. Abbildung 5). Aufgrund der geringen Entfernung wird die Störung einiger Randvorkommen der Eisente angenommen. Auch Flächen westlich des Plantagenetgrundes kommen als geeignete Rastfläche in Frage. Da das Vorhabengebiet sich in einem Abstand von 2 km zum SPA „Plantagenetgrund“ (EU-Vogelschutzgebiet DE 1343-401) befindet und dort keine Bebauung erfolgt, sind erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population der Eisente verschlechtern, nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Daraus wird gefolgert, dass eine erhebliche Störung, welche die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zur Folge hat, nach der sich die Größe der Population

Eisente *(Clangula hyemalis)*

und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, aufgrund der geringen Zahl betroffener Vögel und der Ausweichmöglichkeiten ausgeschlossen ist.

Störung durch Schiffsverkehr

Schiffe sind ein wesentlicher Störfaktor für Eisenten. In intensiv befahrenen Gebieten kann dies zu einer Einschränkung der natürlichen Verhaltensweisen, aber auch zu einer temporären oder andauernden Meidung häufig befahrener Strecken führen. Eisenten gelten als störempfindlich und weisen relativ hohe Fluchtdistanzen gegenüber Schiffen auf (GARTHE et al. 2004). Die Fluchtdistanz von Eisenten gegenüber Schiffen wird von FLIEßBACH et al. (2019) mit 389 ± 227 m angegeben (mindestens 19 m, maximal 1.500 m). In Fahrrinnen sind die Fluchtdistanzen der Eisenten aufgrund von Schiffsverkehr, mit einem Median von 293 m und einem 95 %-Perzentil von ca. 400 m, deutlich geringer als die Maximalwerte (SCHWEMMER et al. 2011). Die Fluchtdistanzen entlang von kanalisierten Strecken war geringer als in Seegebieten ohne vorgegebenen Fahrweg. Infolge der Störung ist daher während der Bauarbeiten mit einer temporären Meidung des Vorhabengebietes durch die Eisente zu rechnen. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur dann auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Vor allem bei Betrachtung des größeren Untersuchungsgebiets der flugzeugbasierten Erfassung wird deutlich, dass die tieferen Bereiche in Richtung Arkonabecken und der Kadetrinne nur noch in geringem Umfang aufgesucht werden. Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Nach SCHWEMMER et al. (2011) sind bereits zwei Stunden nach Beendigung der Störung wieder die gleichen zahlenmäßigen Vorkommen anzutreffen. Darüber hinaus konnten bei Eisenten Habituationen an Störungen durch Schiffe beobachtet werden (SCHWEMMER et al. 2011). Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Eisenten durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für die Eisente auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Eisenten wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche

Eisente *(Clangula hyemalis)*

überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Eisente gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für die Eisente zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist die Eisente als benthophage Meeresente betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand der Eisente hätten.

Im Bereich der Fundamente und der parkinternen Verkabelung kommt es durch die Ramm- und Verlegearbeiten zu einer lokalen und zeitlich begrenzten Störung der benthischen Lebensgemeinschaft. Dies führt zu einem zeitweisen Verlust von ökologischer Kapazität für benthophage Meeresenten. Aufgrund der großräumig zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate in unmittelbarer Umgebung ist kein messbarer Effekt für die Arten durch die Benthos-Entnahmen zu erwarten. Die betroffenen Eisenten können innerhalb des gleichen Rastgebietskomplexes in die unmittelbare Umgebung ausweichen.

Grundsätzlich grenzt das Vorhabengebiet unmittelbar nordwestlich an einen Vorkommensschwerpunkt der Eisente im Seegebiet nördlich des Darßes an, so dass regelmäßige Vorkommen und zum Teil auch erhöhte Dichten zu erwarten sind (vgl. Abbildung 5).

Das Vorhabengebiet wurde besonders im Süd- und Ostteil von der Eisente genutzt, wo der Abstand zu den bevorzugten Rastflächen vor dem Darßer Ort und am Plantagenetgrund am geringsten ist.

In der Umgebung sind zudem genügend Ausweichmöglichkeiten gegeben. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen. Da die bau- und betriebsbedingten Störungen (betriebsbedingt: Service-Fahrten) zudem kurzzeitig wirken, ist das Eintreten des Verbotstatbestandes ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Eisenten, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

Eisente *(Clangula hyemalis)*

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten“ ist ausgeschlossen, da Fortpflanzungsstätten dieser Art nicht in Deutschland liegen (sondern reichen in Europa von Island und Zentralnorwegen über Nordfinnland, die finnische Ostseeküste, die Kola-Halbinsel bis in das arktische Russland (MENDEL et al. 2008)) und demnach nicht von den Vorhabenwirkungen erreicht werden.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Eisenten nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.3 Samtente

Samtente *(Melanitta fusca)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. 1 RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Samtenten brüten an kleinen Süßgewässern in der Taiga und Tundra. Außerhalb der Brutzeit halten sich Samtenten in küstennahen Flachwasserzonen sowie in küstenfernen Gebieten auf Flachgründen in Bereichen bis 30 m Wassertiefe auf (BERNDT & BUSCHE 1993). Untersuchungen in der Pommerschen Bucht zeigen eine deutliche Präferenz von Samtenten für Wassertiefen kleiner 20 m. Die höchsten Anzahlen wurden in Gebieten mit Wassertiefen zwischen 5 und 10 m beobachtet, in Bereichen von 20-30 m Tiefe waren Samtenten häufiger als die anderen untersuchten Arten Eis- und Trauerente. Sowohl auf der Nord- als auch auf der Ostsee teilen Samtenten ihr Winterhabitat mit Trauerenten und bilden gemischte und benachbarte Gruppen.

Samtenten sind Kurzstreckenzieher. Es wird vermutet, dass sich der Zug überwiegend nachts abspielt (BERNDT & BUSCHE 1993). Der Zug in die Mausergebiete zur Ostküste Dänemarks beginnt im Juni mit den Männchen, die Weibchen folgen ab August. Die meisten dieser Mauservögel kommen aus Fennoskandinavien. Der Zug in die Wintergebiete erfolgt ab September. Den Heimzug in die Brutgebiete beginnen Samtenten oft schon im März. Er erstreckt sich aber bis Mai.

Die Samtenten erbeuten ihre Nahrung überwiegend tagsüber. Dabei ernähren sie sich hauptsächlich von Mollusken. In den Überwinterungsgebieten besteht ihre Nahrung überwiegend aus marinen Muscheln bis 4 cm Größe, die auf oder in den oberen drei Zentimetern von reinen, grobkörnigen und sandigen Substraten in Bereichen von bis 20 m Wassertiefe vorkommen. Es liegen Magenuntersuchungen aus dem nördlichen Kattegat und der Gdańsker Bucht vor (MADSEN 1954, STEMPNIEWICZ 1986). Im Kattegat fraßen die Tiere verschiedene Muschelarten, vorrangig jedoch Miesmuscheln, die in der nördlichen Pommerschen Bucht und in der Rigaer Bucht fehlen. In der Gdańsker Bucht nutzten die Vögel neben Sandklaff-, Herz- und Baltischen Plattmuscheln auch viel Fisch als Nahrungsquelle. Die Art scheint in gewisser Weise ein Nahrungsopportunist zu sein, was die Interpretation der Winterverbreitung erschwert.

Die Rastbestände der Samtente (Baltic, West Europa) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 320.000 - 550.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 4.000 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Samtenten nutzen in der Westpaläarktis nur drei Überwinterungsgebiete: das nördliche Kattegat, die nördliche Pommersche Bucht und die Rigaer Bucht. Die Samtente ist in Deutschland Wintergast und seltener Sommergast auf Nord- und Ostsee. Samtenten konzentrieren sich im

Samtente *(Melanitta fusca)*

Winter fast ausnahmslos auf den Bereich der Pommerschen Bucht. Westlich von Rügen werden sie sowohl im Rahmen der Wasservogelzählungen als auch der SAS-Erfassungen nur vereinzelt angetroffen. Gleiches trifft für die Nordsee und das Binnenland zu. Das Gebiet der Pommerschen Bucht umfasst einen Winterbestand von 20-30.000 Vögeln und einen Sommerbestand um 50.000. Samtenten treffen ab September im Winterquartier ein und ziehen Ende April/Anfang Mai zurück in die Brutgebiete.

Es gibt keinen nennenswerten Durchzug in der westlichen Ostsee. Der Rastbestand in Deutschland beträgt im Mittwinter 67.000 Tiere (GERLACH et al. 2019) bzw. 89.000 Individuen im Frühjahr (siehe: Trends mariner Arten (bfn.de)). Dies entspricht ca. 16,8 % bzw. 20,4 % der biogeographischen Population.

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Die Samtente hat ihren Verbreitungsschwerpunkt östlich der Insel Rügen zwischen Oderbank und Adlergrund (SONNTAG et al. 2006). Im Vergleich mit den Winterbeständen auf der Oderbank kommen Samtenten westlich von Rügen nur vereinzelt und in geringen Dichten vor. Samtenten überwintern in geringen Anzahlen in der Wismarbucht. Vereinzelt wurden in der Mecklenburger Bucht im Winterhalbjahr Dichten von maximal >0-5 nachgewiesen (Bezugsraum: 2000-2006, vgl. MENDEL et al. 2008). Landzählungen ergaben sehr geringe Individuenzahlen in Küstennähe (Bezugsraum: Januar 1994-1998, vgl. GARTHE et al. 2003). Im Frühjahr (März-April) traten von 1986-2003 überhaupt keine Samtenten in der Mecklenburger Bucht auf (vgl. GARTHE et al. 2003). Konzentrationen von Samtenten im Küstenmeer von M-V sind nur für die nördliche Pommersche Bucht (inklusive Südhang Arkonabecken) mit ca. 1.000-5.000 Individuen sowie für die Boddenrandschwelle (Thiessower Haken/Ruden/Greifswalder Oie) mit ca. 1.000-5.000 Individuen charakteristisch. Sommervorkommen sind hier praktisch nicht vorhanden. Auf dem Plantagenetgrund rasten regelmäßig 10-50 Individuen (IFAÖ 2005) bzw. erreichen die Bestände eine Dichte von >0-5 Ind./km² (SONNTAG et al. 2010).

Die Rastbestände während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V lagen im Jahr 2021/22 zuletzt bei ca. 160 Individuen (BIOM 2024). Da die Samtente ihren Verbreitungsschwerpunkt während der Rast weiter offshore hat, war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

Während der schiffsgestützten Erfassung zwischen Mitte Januar und Ende Februar 2014 wurden regelmäßige Vorkommen nördlich der Halbinsel Darß/ Zingst an den küstenfernen Rändern der Flachgründe festgestellt (MARKONES et al. 2015, Abbildung 59). Westlich davon wurden Samtenten nur in sehr geringen Zahlen beobachtet (MARKONES et al. 2015). Während der schiffsgestützten Erfassung im März 2018 konzentrierten sich Samtenten auf die Pommersche Bucht und waren besonders im Bereich der Greifswalder Oie, auf der Oderbank, auf dem Adlergrund und in der Tromper Wiek häufig (BORKENHAGEN et al. 2019, Abbildung 60).

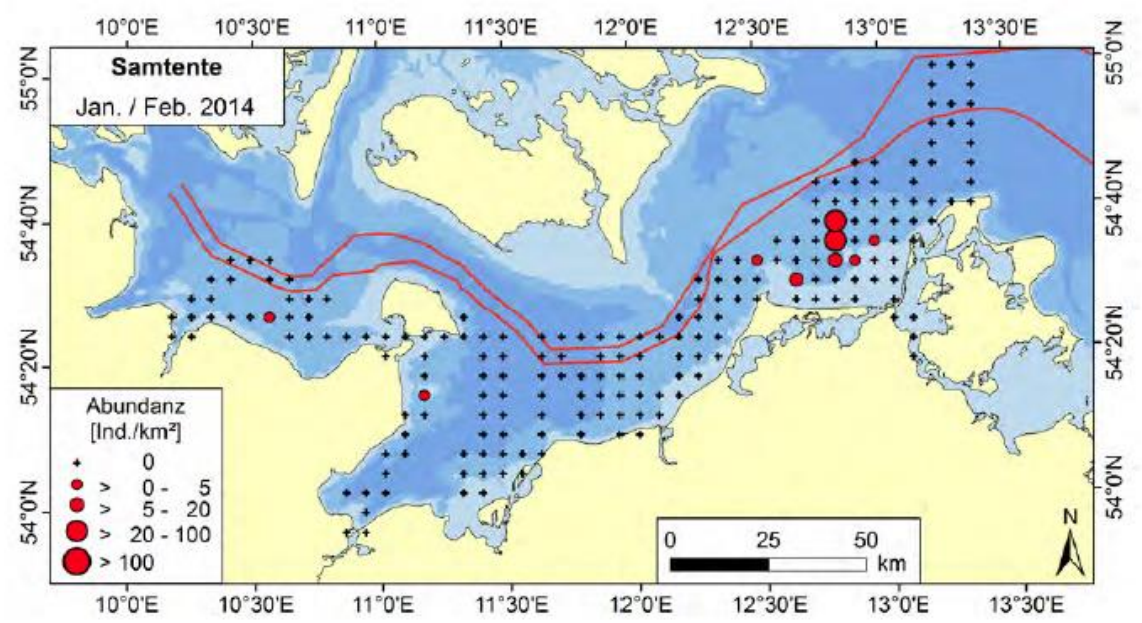


Abbildung 59: Vorkommen der Samtente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015)

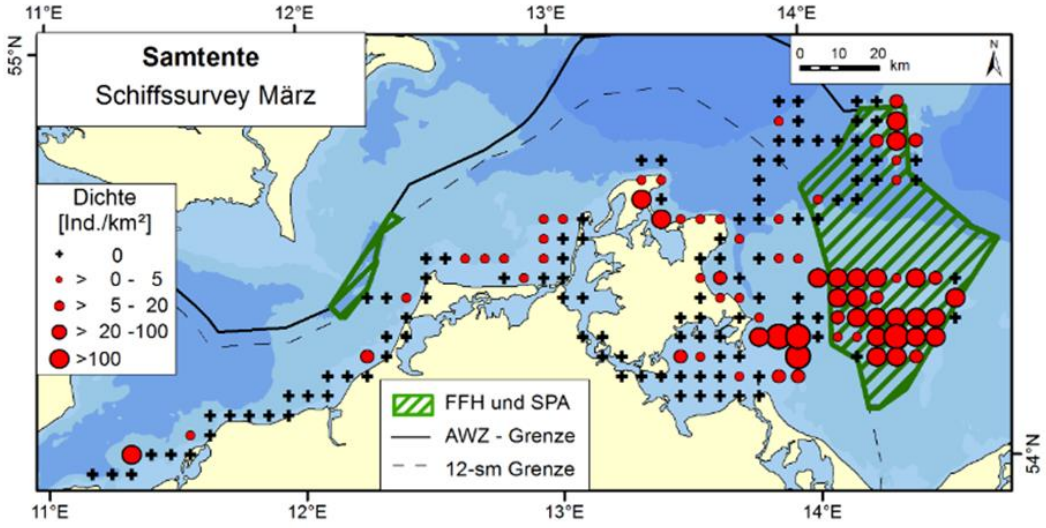


Abbildung 60: Vorkommen der Samtente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Samtenten konzentrierten sich besonders auf der Oderbank, kamen aber auch am südöstlichen Adlergrund, nördlich von Darß/Zingst/Fischland und um Fehmarn herum in hohen Dichten vor (Abbildung 61).

Samtente *(Melanitta fusca)*

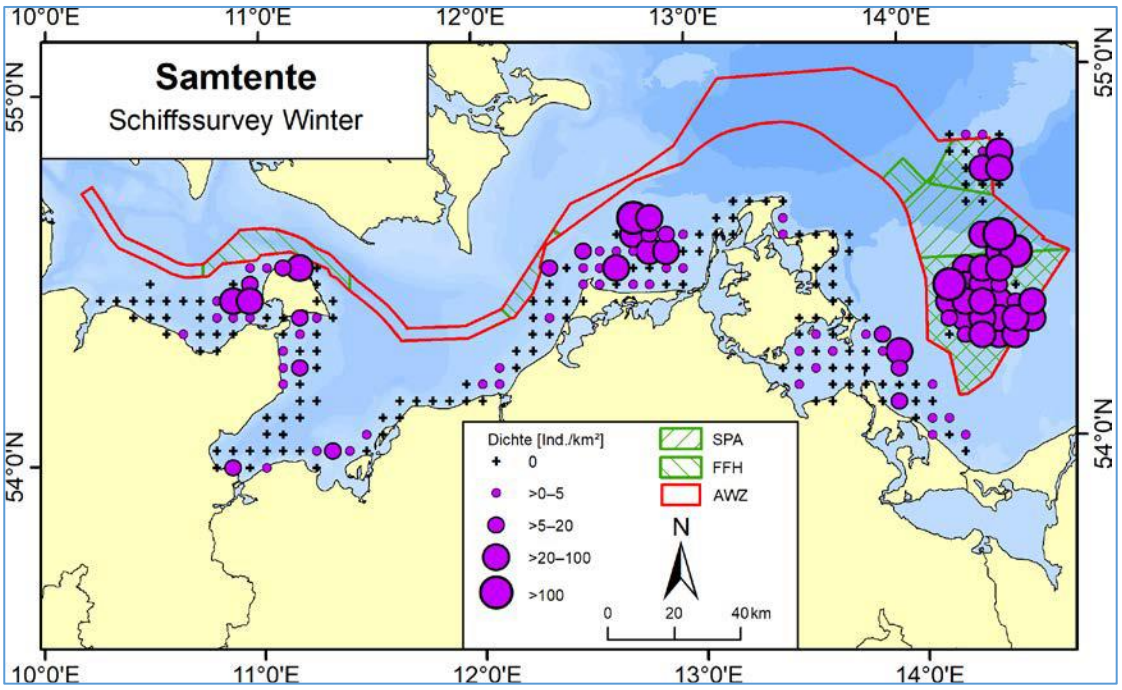


Abbildung 61: Verteilung von Samtenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Die Samtente zeigt eine ähnliche Verbreitung wie die Trauerente, jedoch mit deutlich geringeren Dichten (vgl. z. B. SONNTAG et al. 2006). Die höchsten Dichten sind im Winter und Frühjahr im küstenfernen Teil der Pommerschen Bucht zu beobachten. Westlich von Rügen kommt diese Art in geringen Dichten in der äußeren Wismarbucht und am Plantagenetgrund vor.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 1.722 Samtenten festgestellt, sowie 12.035 Individuen, die nur als Trauer-/Samtente identifiziert werden konnten. Die überwiegende Mehrheit dieser wird jedoch aus Trauerenten bestehen (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Samtenten hauptsächlich im Winter mit der höchsten Dichte von 1,66 Ind./km² im Januar 2024 erfasst. Die höchste mittlere saisonale Dichte lag entsprechend mit 1,28 Ind./km² im Winter 2023/2024 (IFAÖ 2025g).

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Samtente lag in den nördlicheren Teilen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ (Abbildung 62). Hier befanden sich lokal starke Konzentrationen von Samtenten, so auch südlich des OWP „EnBW Baltic 1“ (IFAÖ 2025g).

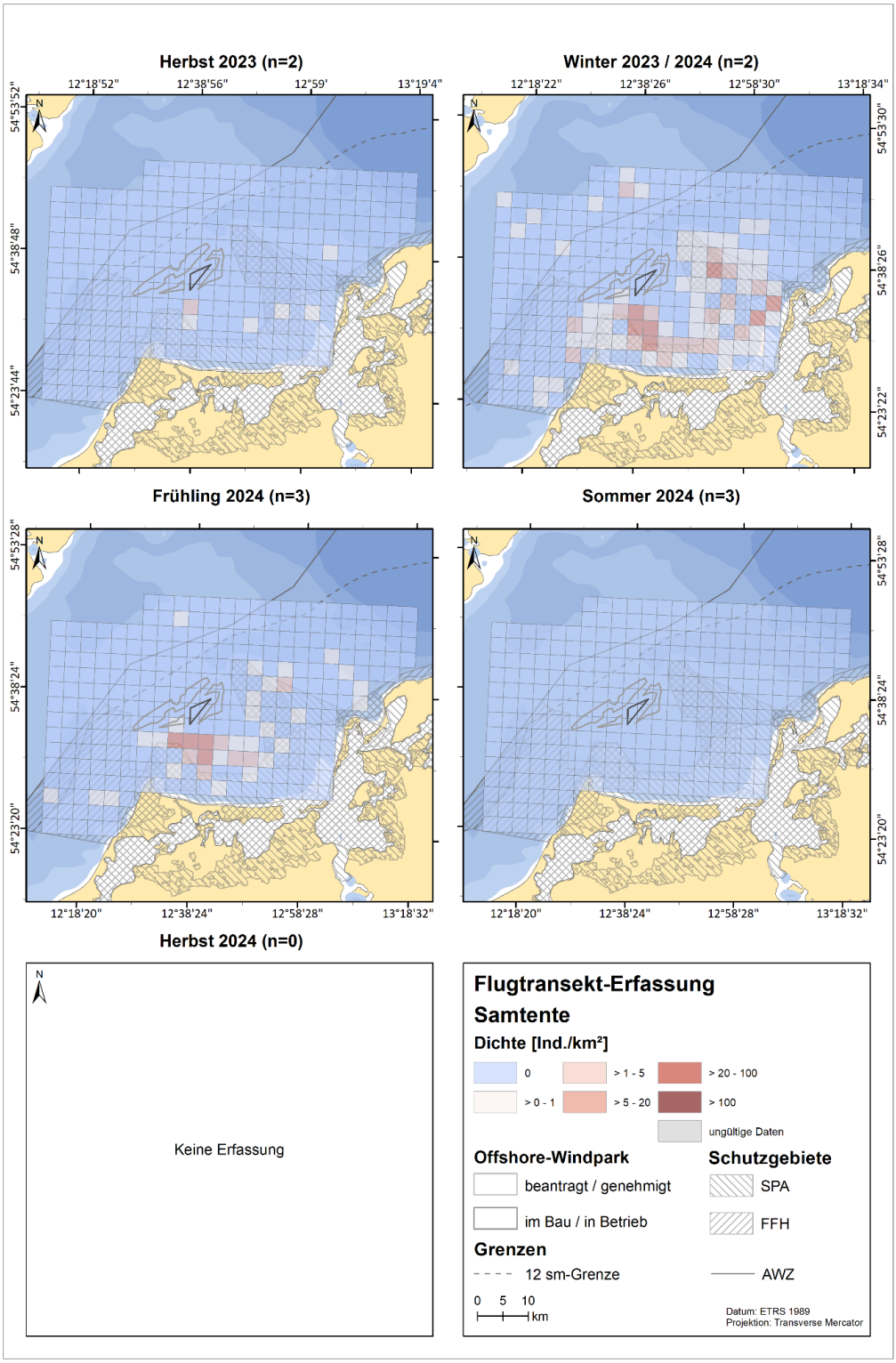


Abbildung 62: Räumliche Verteilung der Samtente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Samtente *(Melanitta fusca)*

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 9.244 Samtenten erfasst, davon befanden sich 6.560 Tiere innerhalb des Transektbereichs sowie 6.088 Individuen, davon 1.901 Individuen innerhalb des Transektbereiches, die nur als Trauer-/Samtente identifiziert werden konnten. Die überwiegende Mehrheit dieser wird jedoch aus Trauerenten bestehen (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte der Samtente im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurde mit 19,91 Ind./km² im März 2024 festgestellt, gefolgt vom Februar mit 13,46 Ind./km². Das saisonale Maximum von 9,13 Ind./km² lag im Frühjahr, gefolgt vom Winter 2023/2024 mit 8,77 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Samtente lag in den nördlicheren Teilen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlich Strelasund“ (Abbildung 63). Hier befanden sich lokal starke Konzentrationen von Samtenten, so auch südlich des OWP „EnBW Baltic 1“. Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ fand sich eine Dichten von 0,01 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

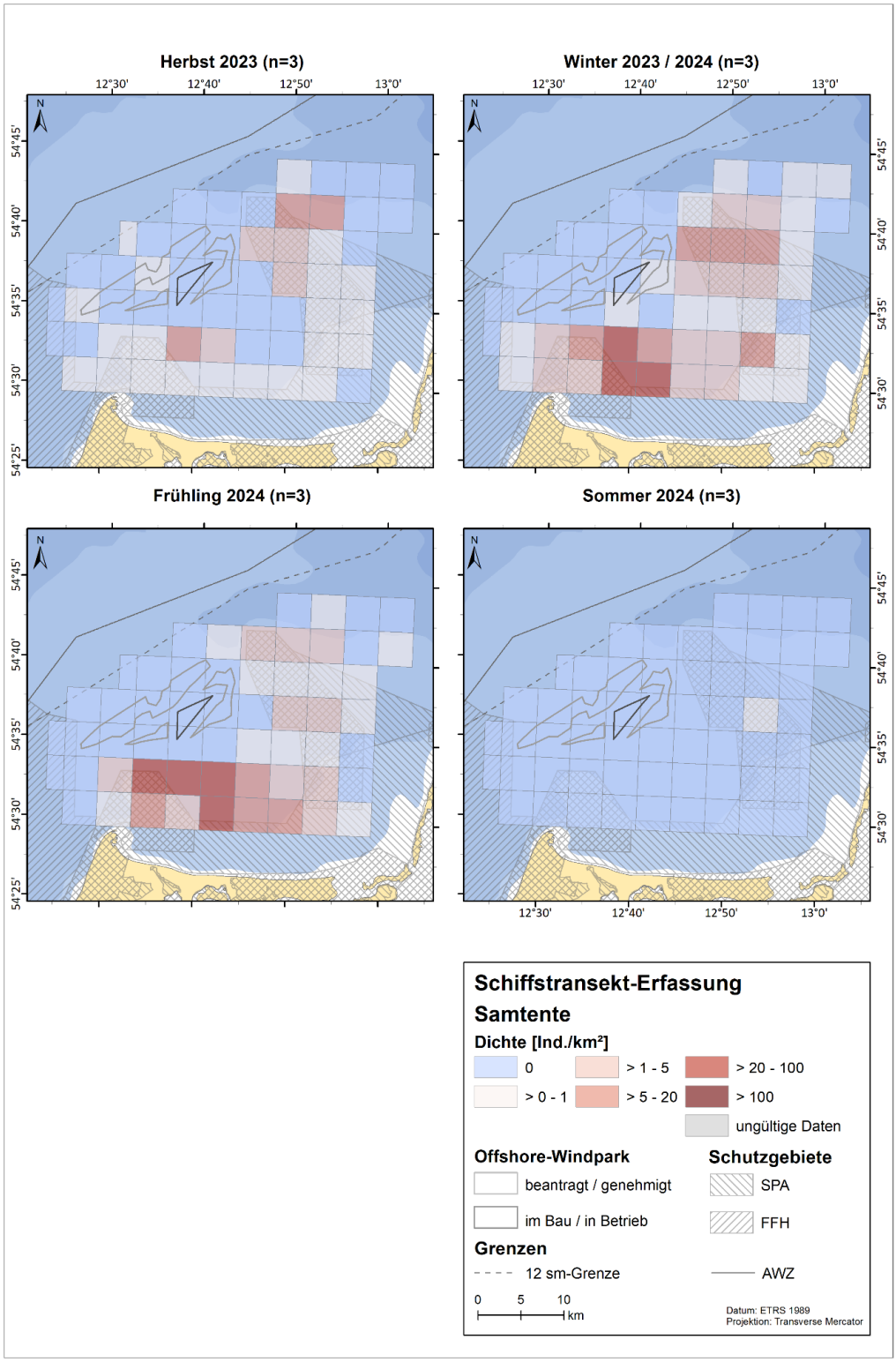


Abbildung 63: Räumliche Verteilung der Samtente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g).

Samtente *(Melanitta fusca)*

Die Samtenten finden in den Untersuchungsgebieten nur auf den Flachgründen geeignete Rastlebensräume. Die Art wurde dort lokal mit hohen Individuendichten mit Flugtransekt- und Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt. Beide Erfassungsmethoden zeigten den Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Samtente in den nördlicheren Teilen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlich Strelasund“. Hier befanden sich lokal starke Konzentrationen von Samtenten, so auch südlich des OWP „EnBW Baltic 1“. In den übrigen Bereichen waren Samtenten wegen der höheren Wassertiefen nur vereinzelt und in geringen Dichten anzutreffen. Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ fanden sich eine höchste saisonale Dichte von 0,01 Ind./km². Die Phänologie des Auftretens mit den höchsten Dichten im Winterhalbjahr ist arttypisch (IFAÖ 2025g).

Somit liegt im Untersuchungsjahr 2023/2024 der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,03 bzw. 0,04 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet wird das 1%-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i.V.m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Samtenten nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Samtenten kommen.

Samtenten führen häufig Austauschbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen durch. Sie zeigen insbesondere während des Zuges auch nächtliche Flugaktivität und sind nur mäßig gut manövrierfähig. Sie sind daher empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008) Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist hoch (II.4), bei einem ebenfalls hohen Populations Sensitivitäts-Index (Stufe 3) sowie hohem naturschutzfachlichen Wert (Stufe 2). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA dagegen ist mit C.7 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021).

Samtente *(Melanitta fusca)*

Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Samtenten als Rastvögel sind Kollisionen mit OWEA nur in seltenen Einzelfällen denkbar. Verringert wird das Risiko durch die hohen Fluchtdistanzen von Samtenten gegenüber OWEA und die für gewöhnlich geringe Flughöhe, die i. d. R. unterhalb der Rotorhöhe liegt.

Flughöhen von Meeresenten (zu denen auch die Samtente zählt) sind über See gering mit nur geringen Anteilen oberhalb von 20 m (BERNDT & DRENCKHAHN 1990). Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Meeresenten zu ca. 75-90 % unterhalb von 10 m.

Die Mehrzahl der erfassten Samtenten (84 %) zog in den untersten 20 m über Wasser. Zwischen 20 und 50 m Höhe bewegten sich etwas mehr als ein Zehntel der Individuen. Die übrigen Samtenten wurden in geringen einstelligen Prozentanteilen in den Höhenbereichen 50–100 bzw. 100–200 m festgestellt (IFAÖ 2025d).

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Samtenten zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Samtenten-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Untersuchungen im dänischen OWP „Nysted“ (PETERSEN et al. 2006) belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten) in der westlichen Ostsee. Das Kollisionsrisiko wurde für den Windpark mit 72 OWEA auf 0,02 % der durchziehenden Individuen geschätzt (DESHOLM 2006).

Auf Individuenebene sind Verluste rastender Samtenten durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Samtenten weisen eine hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und fliegen vor sich nähernden Schiffen fast immer auf (GARTHE et al. 2004, BELLEBAUM et al. 2006). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Samtenten gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

Samtente *(Melanitta fusca)*

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Das Kollisionsrisiko erhöht sich durch die Errichtung und den Betrieb des OWP nicht signifikant im Vergleich zum allgemeinen Lebensrisiko dieser Art. Es sind keine Vermeidungsmaßnahmen erforderlich.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Rastende Samtenten meiden im Regelfall OWP, nutzen aber deren unmittelbares Umfeld regelmäßig in leicht verringerten Dichten (PETERSEN et al. 2014). Im Untersuchungsjahr 2023/2024 lag der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,03 bzw. 0,04 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population (4.000 Individuen) bei weitem nicht erreicht. Eine Störung von Randvorkommen der

Samtente *(Melanitta fusca)*

Samtente kann nicht ausgeschlossen werden. Die Hauptvorkommen befinden sich jedoch in der Wismarbucht sowie auf der Oderbank (SONNTAG et al. 2010, BORKENHAGEN et al. 2019) und damit weit genug entfernt. Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population der Samtente verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Schiffe sind ein wesentlicher Störfaktor für Samtenten. In intensiv befahrenen Gebieten kann dies zu einer Einschränkung der natürlichen Verhaltensweisen, aber auch zu einer temporären oder andauernden Meidung häufig befahrener Strecken führen. Die Vögel halten 2-3 km Abstand zu ankernden Schiffen ein. Gegenüber fahrenden Schiffen beträgt die Fluchtdistanz zwischen 0,5-1 km (BELLEBAUM et al. 2006). Nach SCHWEMMER et al. (2011) lag der Median der Fluchtdistanz bei 404 m gegenüber durchfahrenden Schiffen. Die mittlere individuelle Fluchtdistanz von Samtenten gegenüber Schiffen wird von FLIEßBACH et al. (2019) mit 474 ± 304 m angegeben (mindestens 30 m, maximal 2.000 m). Infolge der Störung ist daher während der Bauarbeiten mit einer temporären Meidung des Vorhabengebietes durch die Samtenten zu rechnen. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur dann auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Die Samtenten finden in den Untersuchungsgebieten nur auf den Flachgründen geeignete Rastlebensräume. Die Art wurde dort lokal mit hohen Individuendichten mit Flugtransekt- und Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt. Beide Erfassungsmethoden zeigten den Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Samtente in den nördlicheren Teilen des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“. Hier befanden sich lokal starke Konzentrationen von Samtenten, so auch südlich des OWP „EnBW Baltic 1“. In den übrigen Bereichen waren Samtenten wegen der höheren Wassertiefen nur vereinzelt und in geringen Dichten anzutreffen (IFAÖ 2025g).

Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie weiter westlich daran anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Samtenten meiden stark befahrende Schifffahrtsrouten (SCHWEMMER et al. 2011). Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Samtenten durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für die Samtente auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Samtente *(Melanitta fusca)*

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Samtenten wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Samtente gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für die Samtente zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist die Samtente als benthophage Meeresente betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand der Samtente hätten.

Im Bereich der Fundamente der OWEA sowie der parkinternen Verkabelung kommt es durch die Ramm- und Verlegearbeiten zu einer lokalen und zeitlich begrenzten Entnahme der benthischen Lebensgemeinschaft. Dies führt zu einem zeitweisen Verlust von ökologischer Kapazität für benthophage Meeresenten. Aufgrund der großräumig zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate in unmittelbarer Umgebung ist kein messbarer Effekt für die Arten durch die Benthos-Entnahmen zu erwarten. Die betroffenen Samtenten können innerhalb des gleichen Rastgebietskomplexes in die unmittelbare Umgebung ausweichen.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt der Samtente (u. a. Pommersche Bucht), so dass zwar vereinzelte Individuen aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ist ausgeschlossen.

Eine erhebliche Störung, die die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zufolge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, wird aufgrund der geringen Zahl betroffener Vögel und der Ausweichmöglichkeiten ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Eisenten, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Samtente *(Melanitta fusca)*

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten dieser Art liegen nicht in Deutschland (sondern in der borealen Zone Nordamerikas und Eurasiens von Norwegen bis Zentral-Sibirien (MENDEL et al. 2008)) und werden damit nicht erreicht. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten“ ist ausgeschlossen, der Verbotstatbestand ist nicht erfüllt, da sich diese nicht in Deutschland befinden und da diese von den Vorhabenwirkungen keinesfalls erreicht werden.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Samtenten nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets stellt per se keinen Vorkommensschwerpunkt für die Winterrast der Samtente dar, die dort nur in geringen Dichten vorkommt. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

Samtente *(Melanitta fusca)*
☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.4 Eiderente

Eiderente *(Somateria mollissima)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. R RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008):

Die Eiderente hat eine lückenhaft holarktische Verbreitung mit Verbreitungszentren im Nordatlantik und Nordpazifik. Eiderenten erreichen ihre höchsten Brutdichten in Dünengebieten und Salzwiesen an Nord- und Ostseeküsten. Die Nester werden häufig in oder am Rande von Silber- oder Heringsmöwenkolonien angelegt. An der Ostsee brütet sie auf Inseln vor der Küste und in Bodden. Nahrungsgebiete liegen im Watt bzw. in flachen Meeresbuchten. Die Verbreitungsmuster auf See im Winter unterliegen jährlichen Schwankungen, vermutlich bedingt durch das Nahrungsangebot.

Mitteleuropäische Eiderenten sind Teilzieher. Mehr als bei anderen Entenarten ist bei der Eiderente der Tagzug ausgeprägt. Sie orientieren sich an landschaftlichen Leitlinien und ziehen oft entlang der Küste. Der Einzug der Eiderente in die westliche Ostsee findet von Anfang September bis Anfang November statt. Der Heimzug ist unauffällig und dauert von Februar bis April. Vom Fehmarnbelt lassen sich diese Zeiten gut bestätigen, dort ist allerdings der Heimzug ähnlich stark ausgeprägt wie der Wegzug.

Eiderenten sind tag- und nachtaktiv, die Nahrungssuche erfolgt meist tagsüber. Ihre Beute wird tauchend gesucht. In der Ostsee bilden Miesmuscheln, Islandmuscheln und Sandklaffmuscheln die wichtigsten Beuteorganismen. BÖHME (1993) untersuchte 24 Eiderenten aus der Wismarbucht. Als Nahrung stellte er nahezu ausschließlich Miesmuscheln (87 %) und Sandklaffmuscheln (12 %) fest.

Auf der westlichen Ostsee halten sich Eiderenten bevorzugt in Gebieten mit einer Wassertiefe zwischen 6-10 m auf, meist über kiesigen und steinigen Substraten (MENDEL et al. 2008), es wurden bei anderen Untersuchungen jedoch auch deutlich tiefere Tauchgänge registriert (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992).

Die Rastbestände der Eiderente (Ostsee, Wattenmeer) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 930.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 9.800 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Die Eiderente ist in Deutschland Wintergast, Durchzügler, Mausergast und Brutvogel an Nord- und Ostsee, selten rastet sie im Binnenland (MENDEL et al. 2008). Der Brutbestand der Art in Deutschland beträgt 1.500 Paare (Bezugsraum: 2011-2016, GERLACH et al. 2019) mit deutlichem Schwerpunkt an der deutschen Wattenmeerküste (BFN 2019a).

Der Rastbestand für Gesamtdeutschland beträgt im Mittwinter 450.000-600.000 Tiere (GERLACH et al. 2019), was ca. 53 % der biogeographischen Population „Ostsee, Wattenmeer“ entspricht. Die

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Schwerpunkte der Verbreitung im Winter liegen auf den Ostfriesischen Inseln und im schleswig-holsteinischen Wattenmeer sowie an der Ostseeküste von der dänischen Grenze bis zur Wismarbucht (MARKONES et al. 2015, Abbildung 64). Auswertungen von Wasservogelzählungen zeigen, dass die Bestände auf der deutschen Ostsee zwischen November und März am höchsten sind (DDA unveröffentl.). Auf der Ostsee ist eine deutliche Abnahme der Mittwinterbestände von West nach Ost zu erkennen.

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Der Rastbestand der Eiderente während der landgestützen Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 10.500 Individuen (BIOM 2024). Die Hauptrastgebiete sind zugleich die wichtigsten Nahrungsgründe: äußere Wismar-Bucht (Lieps, Hannibal, Jäckelberg, Rerikriff und Trollegrund), südliche Mecklenburger Bucht, vor der Halbinsel Fischland-Darß und Prerowbank (Abbildung 64, Abbildung 65). Kleine unbedeutende Vorkommen liegen östlich der Darßer Schwelle entlang der Steilküsten von Hiddensee und Nordrügen (500-1.000 Individuen, z. B. HELBIG et al. 2001).

Eiderenten haben in der Mecklenburger Bucht ein international bedeutendes Überwinterungsgebiet. Die Art erreicht hier regelmäßig hohe Dichten von > 20 Ind./km^{-2} bzw. >100 Ind./km^{-2}, kommt jedoch nur selten in küstenfernen Gebieten mit Wassertiefen >20 m vor. Ihre Hauptrastgebiete sind die Flachgründe (Sagasbank, Walkyriengrund, Hannibal, Lieps, Trollegrund). Hier finden sie ein hohes Angebot an Muscheln *(Mytilus* spec., *Arctica islandica*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* spec.), ihrer Hauptnahrung (MEISSNER & BRÄGER 1990).

Die Mittwinterbestände der Eiderente haben seit den 1990er Jahren stark abgenommen (DESHOLM et al. 2002).

Eiderenten waren beim BfN-Seevogelmonotoring im Herbst 2019 von Westen bis zur Westseite Rügens in allen flachen Meeresbereichen flächendeckend anzutreffen (Abbildung 65).

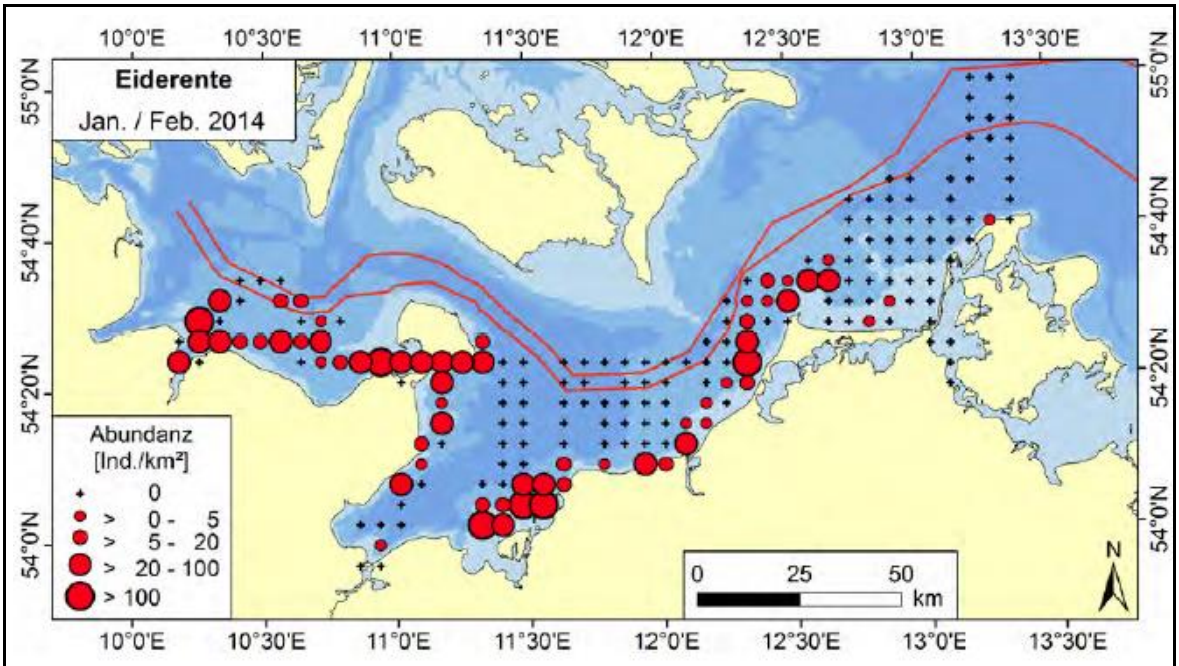


Abbildung 64: Vorkommen der Eiderente in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015)

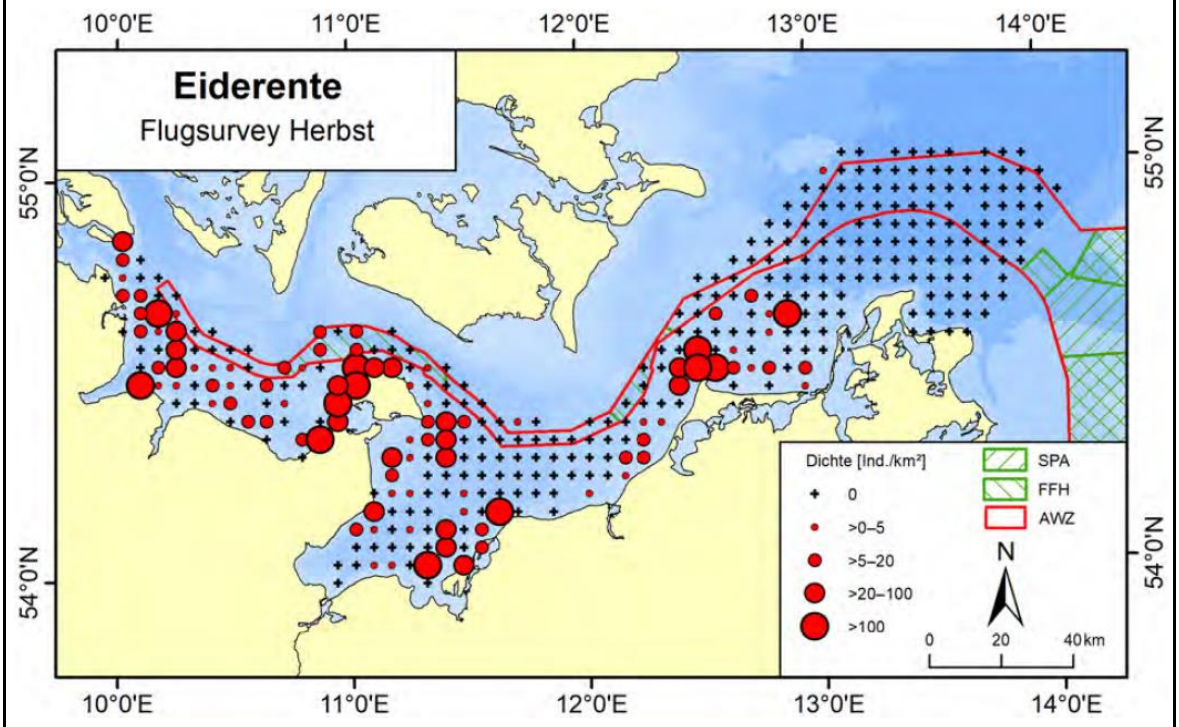


Abbildung 65: Verteilung von Eiderenten in der deutschen Ostsee während fluggestützter Erfassungen im Herbst (31.10. und 10.11.2019), (BORKENHAGEN et al. 2020)

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Eiderenten waren im gesamten westlichen Teil des Untersuchungsgebietes sehr häufig, fehlten aber östlich von Hiddensee fast vollständig (Abbildung 66).

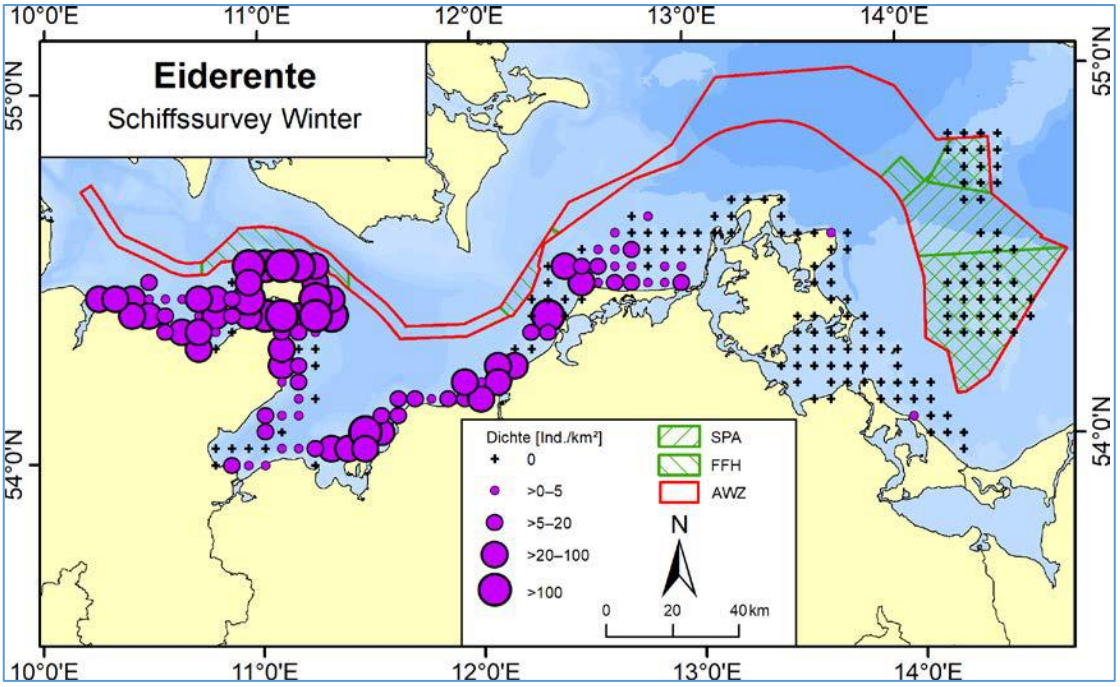


Abbildung 66: Verteilung von Eiderenten in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 7.364 Eiderenten festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Eiderenten hauptsächlich im Winter mit der höchsten Dichte von 9,29 Ind./km² im Oktober 2023 erfasst. Von Januar bis März wurden noch Dichten > 3 Ind./km² festgestellt. Die höchste mittlere saisonale Dichte betrug im Herbst 2023 4,63 Ind./km², im Winter 2023/2024 3,74 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Eiderente lag während des Hauptvorkommenszeitraumes im Winter 2023/2024 und Frühjahr 2024 im Küstenmeer, östlich bis etwa Höhe Hiddensee. Innerhalb und im Nahbereich des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ sowie im FFH-Gebiet „Darßer Schwelle“ wurden hohe Dichten ermittelt. Auch innerhalb der Vorhabenfläche des OWP „Gennaker“ und im Nahbereich des OWP „Baltic 1“ (Abbildung 67) wurden teilweise hohe Dichten festgestellt. Im Sommer 2024 fand sich nur ein sporadisches Vorkommen in geringen Dichten (IFAÖ 2025g).

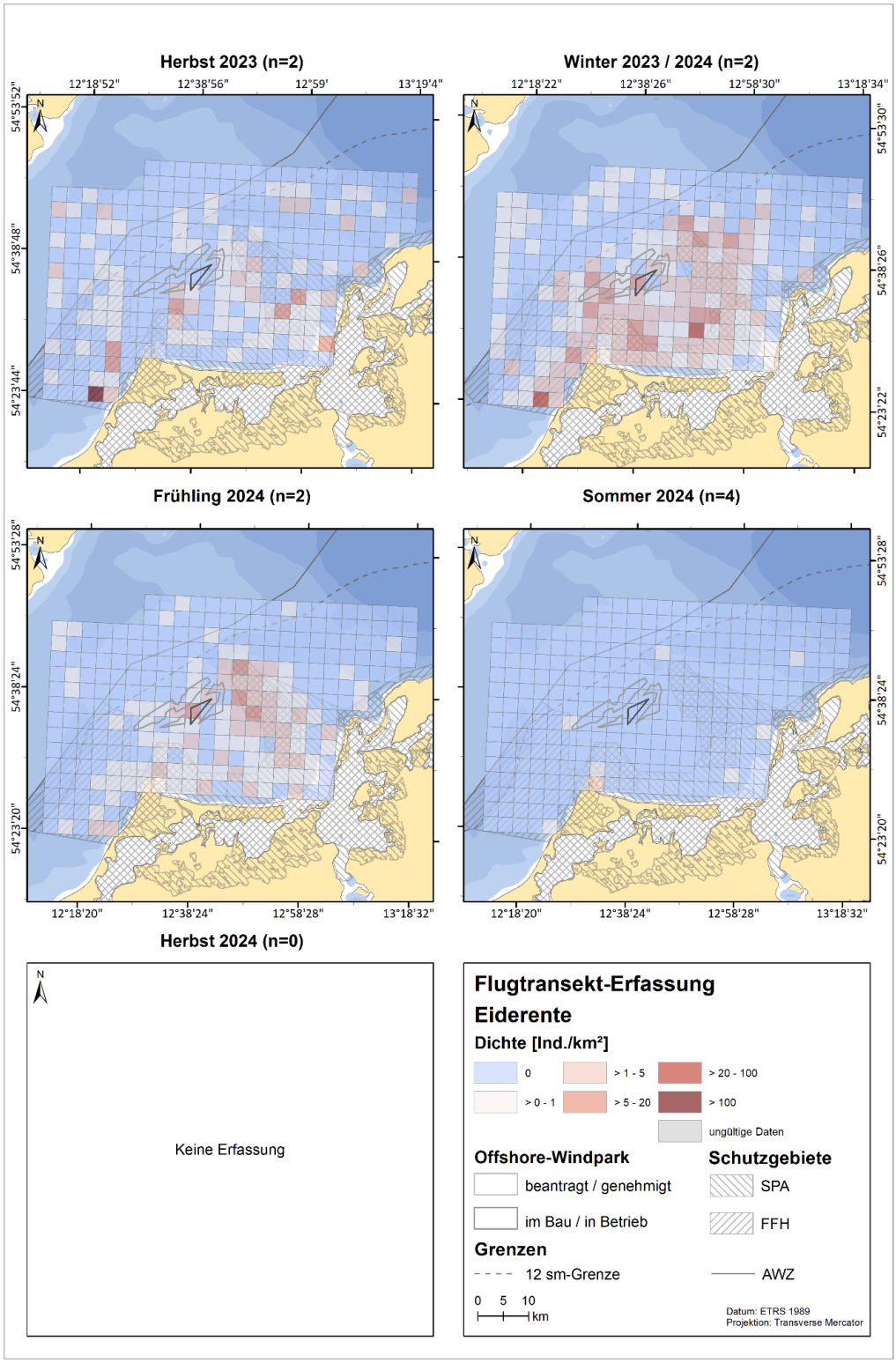


Abbildung 67: **Räumliche Verteilung der Eiderente bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g).**

Eiderente *(Somateria mollissima)*
Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 17.516 Eiderenten erfasst, davon befanden sich 9.579 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g). Die höchste monatliche Dichte der Eiderente im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurde mit 32,20 Ind./km² im November 2023 festgestellt. Von Oktober bis März lagen die monatlichen Dichten über 6 Ind./km². Das saisonale Maximum von 13,07 Ind./km² lag im Herbst 2023, gefolgt vom Winter 2023/2024 mit 12,94 Ind./km² (IFAÖ 2025g). Die Eiderente zeigte von Herbst bis Frühjahr eine weite Verbreitung im Untersuchungsgebiet, in z.T. hohen Dichten. Innerhalb und im Nahbereich des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ sowie im FFH-Gebiet „Darßer Schwelle“ wurden hohe Dichten ermittelt. Auch innerhalb der Vorhabenfläche des OWP „Gennaker“ und im Nahbereich des OWP „Baltic 1“ (Abbildung 68) wurden teilweise hohe Dichten festgestellt. Im Bereich der Vorhabenfläche fand sich im Herbst 2023 eine saisonale Dichte von 11,87 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

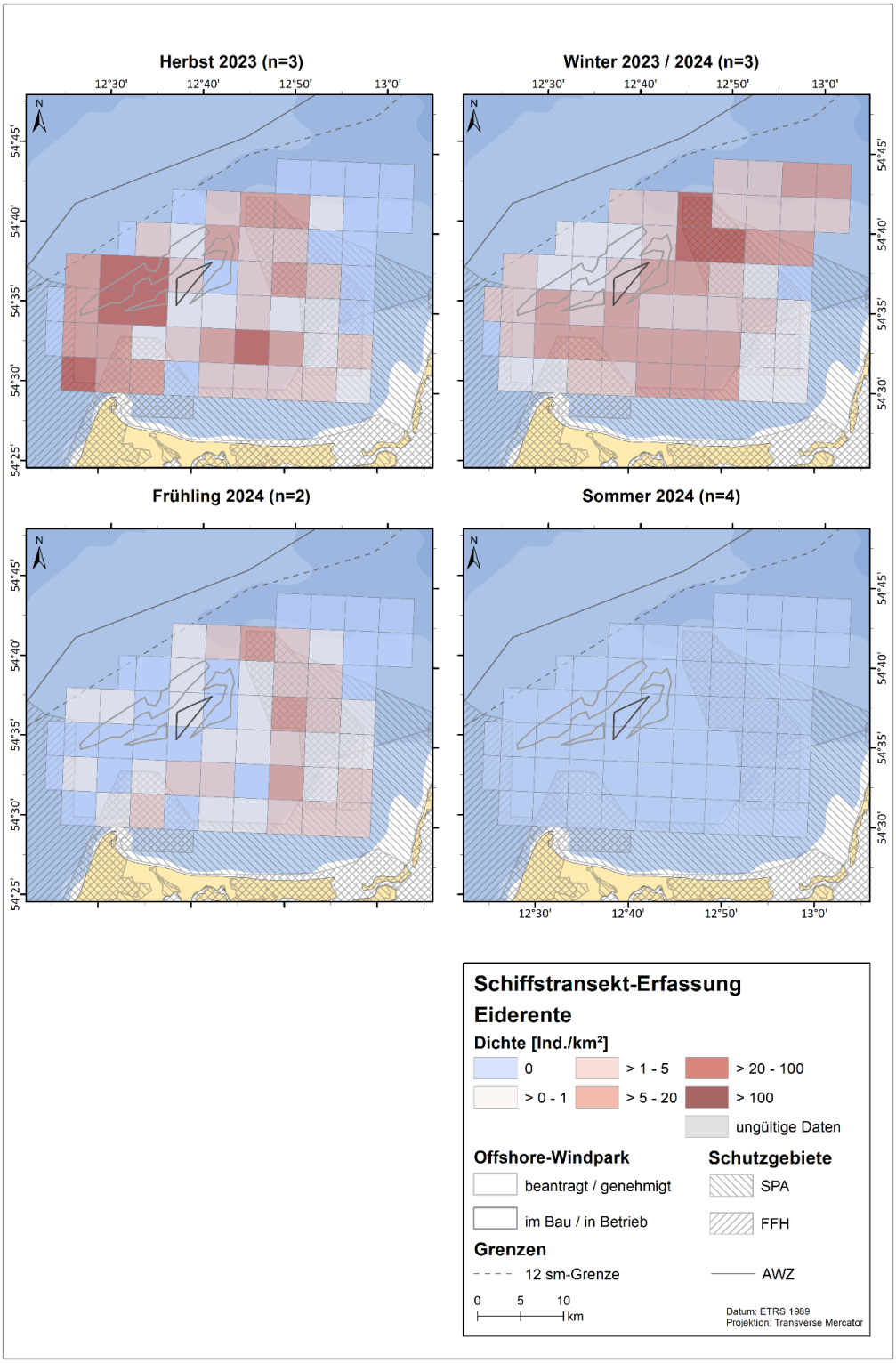


Abbildung 68: Räumliche Verteilung der Eiderente bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Sommer 2024 (IfAÖ 2025g).

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ fand sich im Herbst 2023 eine saisonale Dichten von 25.70 Ind./km². Somit liegt im Untersuchungsjahr 2023/2024 der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,12 bzw. 0,37 %. In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,15 % bzw. 0,37 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2km-Pufferbereich nur eine geringe, zeitweise (in 2016) mittlere Bedeutung zu (IfAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet wird das 1%-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Eiderenten nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Eiderenten kommen.

Eiderenten führen häufig Austauschbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen durch. Sie zeigen insbesondere während des Zuges auch nächtliche Flugaktivität und sind nur mäßig gut manövrierfähig. Sie sind daher empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (Mendel et al. 2008). Bernotat & Dierschke (2021) geben den Populations Sensitivitäts-Index mit „hoch“ (Stufe 3) und den naturschutzfachlichen Wert mit „mittel“ (Stufe 3) an. Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mit „hoch“ (II.5) und die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA mit „mittel“ (C.8) angegeben.

Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Eiderenten als Rastvögel sind Kollisionen mit WEA nur in seltenen Einzelfällen möglich. Verringert wird das Risiko durch die Fluchtdistanzen gegenüber WEA und die für gewöhnlich geringe Flughöhe, die i.d.R. unterhalb der Rotorhöhe liegt.

Die Flughöhen von Meeresenten (zu denen auch die Eiderente zählt) über See sind gering, mit nur geringen Anteilen oberhalb von 20 m (Berndt & Drenckhahn 1990). Nach Hüppop et al. (2005) liegt die Flughöhe von Meeresenten zu ca. 75-90 % unterhalb von 10 m. Bei einer Untersuchung von Dierschke & Daniels (2003) wurden fliegende Eiderenten zu 96,8 % unterhalb von 50 m beobachtet.

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Fast drei Viertel der erfassten Eiderenten zogen innerhalb der untersten 10 Meter über Wasser. Ein knappes Fünftel bewegte sich zwischen 10 und 20 m Höhe. Die übrigen Individuen flogen im Höhenbereich von 20–50 m (IFAÖ 2025d).

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Eiderenten zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten. Eiderente flogen im Untersuchungsjahr 2023/24 vor allem in der ersten Tageshälfte (IFAÖ 2025d), so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Eiderenten-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Untersuchungen im dänischen OWP Nysted (PETERSEN et al. 2006) belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten) in der westlichen Ostsee. Das Kollisionsrisiko wurde für den Windpark mit 72 WEA auf 0,02 % der durchziehenden Individuen geschätzt (DESHOLM 2006).
Auf Individuenebene sind Verluste rastender Eiderenten durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)
Eiderenten weisen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und fliegen vor sich nähernden Schiffen fast immer auf (z. B. GARTHE et al. 2004). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Eiderenten gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden können.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?
☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Eiderenten nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Rastende Eiderenten meiden im Regelfall OWP, aber nutzen deren unmittelbares Umfeld regelmäßig in leicht verringerten Dichten (PETERSEN et al. 2014). Im Bereich des Vorhabens OWP „Gennaker“ fand sich im Herbst 2023 eine saisonale Dichte von 25,70 Ind./km². Somit liegt im Untersuchungsjahr 2023/2024 der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,12 bzw. 0,37 %. In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen die Anteile bei 0,15 % bzw. 037 % (IFAÖ 2025g).

Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts der Eiderente westlich der Darßer Schwelle (vgl. Abbildung 5) bzw. in den Gewässern westlich von Hiddensee (SONNTAG et al. 2010). Eine Störung von Randvorkommen der Eiderente kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population der Eiderente verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Schiffe sind ein wesentlicher Störfaktor für Rastvögel. In intensiv befahrenen Gebieten kann dies zu einer Einschränkung der natürlichen Verhaltensweisen, aber auch zu einer temporären oder andauernden Meidung häufig befahrener Strecken führen. Eiderenten weisen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und fliegen vor sich nähernden Schiffen fast immer auf (z. B. GARTHE et al. 2004). Die Zone nachweislicher Störwirkungen durch fahrende Schiffe beträgt für Eiderenten 208 m im Median (SCHWEMMER et al. 2011). Die mittlere individuelle Fluchtdistanz von Eiderenten gegenüber Schiffen wird von FLIEßBACH et al. (2019) mit 277 ± 218 m angegeben (mindestens 20 m, maximal 1.600 m). Während des Baubetriebs werden die Eiderenten den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Außerhalb des OWP können die in der Umgebung der An- und Abfahrtsroute(n) der eingesetzten Schiffe vorkommenden Individuen ein Meideverhalten zeigen. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur dann auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Eiderente lag während des Hauptvorkommenszeitraumes im Winter 2023/2024 und Frühjahr 2024 im Küstenmeer, östlich bis etwa Höhe Hiddensee. Innerhalb und im Nahbereich des SPA „Plantagenetgrund“ und des SPA „Vorpommersche Boddenlandschaft und nördlicher Strelasund“ sowie im FFH-Gebiet „Darßer Schwelle“ wurden hohe Dichtenermittelt. Auch innerhalb der Vorhabenfläche des OWP „Gennaker“ und im Nahbereich des OWP „Baltic 1“ (IFAÖ 2025g) wurden hohe Dichten festgestellt.

Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Individuen der Eiderente durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr ist von keinen erheblichen Störungen für diese durch das geplante Vorhaben auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Eiderenten wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Eiderenten gering

Eiderente *(Somateria mollissima)*

aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für die Eiderente zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist die Eiderente als benthophage Meeresente betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand der Eiderente hätten.

Im Bereich der Fundamente und der parkinternen Verkabelung kommt es durch deren Einbringung zu einer lokalen und zeitlich begrenzten Entnahme der benthischen Lebensgemeinschaft. Dies führt zu einem zeitweisen Verlust von ökologischer Kapazität für benthophage Meeresenten. Aufgrund der großräumig zur Verfügung stehenden Nahrungshabitate in unmittelbarer Umgebung ist kein messbarer Effekt für die Arten durch die Benthos-Entnahmen zu erwarten. Die betroffenen Eiderenten können innerhalb des gleichen Rastgebietskomplexes in die unmittelbare Umgebung ausweichen.

Eine erhebliche Störung, welche die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zufolge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, wird aufgrund der geringen Zahl betroffener Vögel und der Ausweichmöglichkeiten ausgeschlossen.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in einiger Entfernung nördlich eines Vorkommensschwerpunkts der Eiderente nördlich des Darßes (Prerowbank, Darßer Ort), so dass zwar regelmäßige Vorkommen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind (vgl. Abbildung 5). Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Eiderenten, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Eiderente *(Somateria mollissima)*

Fortpflanzungsstätten dieser Art liegen in großer Entfernung (viele Kilometer) zum Vorhabengebiet „Gennaker“. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört oder erreicht. Die Vorzugswassertiefe der Eiderente liegt bei 6 bis 10 m, wo Miesmuscheln gefressen werden MENDEL et al. 2007 zit. in MENDEL et al. 2008).

Nach VÖKLER (2014) liegen die nächsten Fortpflanzungsstätten der Eiderente in der Wismar-Bucht (Walfisch) und bei Rügen (Insel Heuwiese, Greifswalder Oie, vgl. auch HERRMANN 2023a).

Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten“ ist ausgeschlossen, der Verbotstatbestand ist nicht erfüllt, da sich diese in großer Entfernung vom Vorhaben befinden und da diese von den Vorhabenwirkungen keinesfalls erreicht werden.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Eiderenten nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.5 Seetaucher

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Schutzstatus		Gefährdungsstatus	
☒	europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL	Kat. *	RL M-V (beide)
☐	§ 54 Abs. 1 Nr. 2	Kat. 2	RL Deutschland (Sterntaucher)
☐	streng geschützt nach BArtSchV	Kat. *	RL Deutschland (Prachttaucher)

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Sterntaucher brüten bevorzugt in kleinen, stehenden Gewässern von den Küsten bis ins Gebirge der arktischen und der borealen Zone Eurasiens und Nordamerikas. Außerhalb der Brutzeit halten sich Sterntaucher vorwiegend auf dem Meer auf. Sie rasten in der Ostsee vorrangig in Gewässern <30 m Wassertiefe, wobei sie jedoch die unmittelbare Küstenregion meiden. Die Aufenthaltsgebiete innerhalb der westlichen Ostsee variieren im Saisonverlauf, vermutlich in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot (Fisch) und vom Zugverhalten.

Sterntaucher sind Standvögel, Teilzieher und Kurzstreckenzieher. Viele Sterntaucher verlassen schon im August/September ihre Brutgebiete, andere erst, wenn sie durch Eisbedeckung keine freien Wasserflächen mehr finden. Der Heimzug in die Brutgebiete findet meist zwischen Februar und April statt. Junge, nicht brütende Vögel halten sich in ihrem ersten, viele auch noch in ihrem zweiten Lebensjahr, in Meeresgebieten auf. Gelegentlich verweilen auch adulte Vögel im Sommer in ihren Überwinterungsgebieten.

Sterntaucher sind ganztägig aktiv und erbeuten als überwiegende Fischfresser ihre Nahrung tauchend. Sie passen sich dem lokalen Beutespektrum mit der entsprechenden Fischfauna an. Während des Heimzuges nutzen sie die laichenden Heringe als Nahrung (GUSE 2005).

Im Gegensatz zu anderen Seetaucherarten, die ihre Schwingen vor dem Heimzug erneuern, beginnt die Vollmauser der adulten Sterntaucher mit dem Ausfall der Schwingen meist Ende September. Die sensible Phase der Flugunfähigkeit liegt zwischen August und Mitte November.

Die Rastbestände des Sterntauchers [NW-Europa (Winter)] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAl (2018) 216.000 - 429.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 3.000 Individuen.

Prachttaucher brüten in der borealen und arktischen Zone von NW-Europa bis NO-Sibirien und NW-Alaska, meist an stehenden Gewässern in der Tundra und in Hochmoorgebieten. Außerhalb der Brutzeit halten sich Prachttaucher vor allem auf dem Meer, aber auch auf größeren Binnengewässern, auf.

Prachttaucher sind Zugvögel und Teilzieher. Im August setzt der Wegzug aus den Brutgebieten ein. Prachttaucher kommen ab September, meist aber erst ab Oktober an den Küsten Mitteleuropas an. Der Heimzug in die Brutgebiete beginnt Mitte April und kann sich bis in den Juni hinein erstrecken. Das Zugverhalten der einzelnen Populationen unterscheidet sich stark.

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Prachttaucher erbeuten ihre Nahrung tauchend. Sie ernähren sich in den Überwinterungsgebieten überwiegend von Fischen bis 25 cm Länge. Die Schwungfedern werden bei adulten Prachttauchern in ihren Überwinterungsgebieten synchron ersetzt, so dass sie für einige Wochen im Februar bis April flugunfähig sind.

Die Rastbestände des Prachttauchers (N-Europa & W-Sibirien) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL 2018) 266.000 - 473.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 3.500 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Sterntaucher sind in Deutschland kein Brutvogel, sondern Wintergast, Durchzügler und seltener Sommergast auf Nord- und Ostsee. Vereinzelt kommt es zu Rastvorkommen im Binnenland. Der Rastbestand in Deutschland beträgt im Mittwinter 6.800 Individuen. Dies entspricht ca. 2,3% der biogeographischen Population „NW - Europa“.

Die Frühjahrs- und Winterbestände sind dabei auf der Nordsee höher als auf der Ostsee. Die Sommer- und Herbstbestände liegen dagegen auf der Ostsee höher als auf der Nordsee.

Sterntaucher treten im Winterhalbjahr vor allem in der Nordsee als Rastvögel auf. Die deutsche Nordsee (vor allem der küstennähere Bereich) stellt für die Seetaucher einen bedeutsamen Rastlebensraum dar. Für den Artikel 12-Bericht zur EU-Vogelschutzrichtlinie wurden die Bestandszahlen für die Berichtsperiode 2011 bis 2016 gemittelt. Ca. die Hälfte des Frühjahrs-Gesamtbestandes (Zeitraum: 01.03.-15.05.) der Sterntaucher (11.000 von 22.000 Individuen) der deutschen Nordsee kommt im Hauptkonzentrationsgebiet vor (vgl. Abbildung 1 in SCHWEMMER et al. 2019). Sterntaucher kommen vom Herbst bis zum Frühjahr auf der deutschen Nordsee vor (MENDEL et al. 2008). Für den Zeitraum 2011 bis 2016 werden für die Nordsee mittlere Bestandsgrößen für das Frühjahr von 22.000 Ind., für den Sommer 140 Ind., für den Herbst 1.000 Ind. und für den Winter 6.000 Ind. angegeben (BfN: Trends mariner Arten). Für die Ostsee ergeben sich für den Zeitraum mittlere Bestandsgrößen von für das Frühjahr von 5.000 Ind., für den Sommer 60 Ind., für den Herbst 1.000 Ind. und für den Winter 5.500 Ind. (BfN: Trends mariner Arten).

Im Winter sind Sterntaucher auf der deutschen Ostsee in geringen Dichten weit verbreitet. Der Rastbestand der deutschen Ostsee (Winter) beläuft sich auf 3.200 Individuen, was 1,1% der biogeographischen Population entspricht (MENDEL et al. 2008, auch zitiert in BSH 2020b, vgl. auch Aussagen: BSH 2021 (ROP 2021) sowie Kap. 2.9 in BSH 2025)). Für die Ostsee ergeben sich für den Zeitraum 2011 bis 2016 mittlere Bestandsgrößen von für das Frühjahr von 5.000 Ind., für den Sommer 60 Ind., für den Herbst 1.000 Ind. und für den Winter 5.500 Ind. (BfN: Trends mariner Arten).

Hohe Konzentrationen halten sich in der Mecklenburger Bucht auf. Zudem gibt es gehäufte Vorkommen in der Pommerschen Bucht, insbesondere im Küstenbereich vor Rügen und im Bereich der Oderbank. Im Sommer gibt es nur sehr vereinzelte, im Herbst nur wenige Nachweise aus dem Ostseebereich. Maxima von jeweils 1.000-2.000 gleichzeitig rastenden Individuen treten auf.

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Prachttaucher kommen auf der deutschen Nordsee in deutlich geringerer Anzahl als der Sterntaucher vor. Im Winter beträgt ihr Anteil an den bei SAS-Zählungen sicher auf Artniveau bestimmten Seetauchern ca. 8%, im Frühjahr steigt der Anteil auf 11% (Schiffstransektzählungen, GARTHE 2003a). Im Frühjahr werden die höchsten Anzahlen erreicht, im Sommer kommen Prachttaucher höchstens vereinzelt auf der deutschen Nordsee vor. Das Hauptrastareal des Prachttauchers in der südlichen Deutschen Bucht zieht sich bandartig entlang der West- und Ostfriesischen Inseln (GARTHE 2003a, GARTHE et al. 2004). Die Rastbestandszahlen sind in MENDEL et al. (2008) für die deutsche Nordsee mit 2.000 Ind. im Frühjahr, 0 im Sommer, 11-50 im Herbst und 300 im Winter angegeben. Für den Zeitraum 2011 bis 2016 werden für die Nordsee mittlere Bestandsgrößen für das Frühjahr von 700 Ind., für den Sommer 8 Ind., für den Herbst 30 Ind. und für den Winter 210 Ind. angegeben (BfN: Trends mariner Arten).

Der winterliche Rastbestand der deutschen Ostsee beläuft sich auf 2.400 Ind. Dies entspricht 0,6 % der biogeographischen Population (MENDEL et al. 2008). Für die Ostsee ergeben sich für den Zeitraum 2011 bis 2016 mittlere Bestandsgrößen von für das Frühjahr von 1.100 Ind., für den Sommer 240 Ind., für den Herbst 950 Ind. und für den Winter 2.500 Ind. (BfN: Trends mariner Arten). Prachttaucher haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Ostteil der deutschen Ostsee. Im Winter halten sie sich weit verbreitet in der Pommerschen Bucht im Küstenbereich von Rügen, auf der Oderbank und am Adlergrund sowie westwärts bis zum Darß in geringen bis mittleren Dichten auf (MENDEL et al. 2008). Prachttaucher rasten in der westlichen Ostsee in Seegebieten < 30 m Wassertiefe. Im Gegensatz zum Sterntaucher nutzen Prachttaucher auch küstennahe Gewässer entlang der Außenküste. Viele der beobachteten Verteilungsmuster lassen vermuten, dass Prachttaucher ihre Nahrung vorzugsweise an Hanglagen erbeuten (Tromper Wiek, Sassnitzrinne, Südhang Arkonabecken, Adlergrund, Adlergrundrinne, südliche Oderbank), wo sich unter bestimmten hydrographischen Bedingungen (upwelling) pelagische Schwarmfische (z. B. Sprotten, Schwimmgrundeln) konzentrieren.

Für Seetaucher werden als Rastbestand für die Deutsche Nord- und Ostsee aktuell (2011-2016, nach http://cdr.eionet.europa.eu/de/eu/art12/envxtau8q, EU 2019) 14.500 Ind. angegeben. Der deutsche Rastbestand liegt dabei im Winter bei 11.500 (Sterntaucher) bzw. 3.000 (Prachttaucher). Maximal werden Rastbestände von 27.000 bzw. 3.000 erreicht (GERLACH et al. 2019, Trends mariner Arten (bfn.de)).

Eine Studie von VILELA et al. (2020) untersuchte u. a. die die Populationsgröße sowie die räumliche Verteilung von Seetauchern in der deutschen Nordsee. Die Analyse basierte auf Flugtransekt-Erfassungen, welche großräumig über die Nordsee verteilt stattfanden und insgesamt 16 Frühjahre abdeckte. In einer Folgestudie (VILELA et al. 2022) wurden drei zusätzliche Jahre mit Daten aus zehn OWP-Projekten ausgewertet. Insgesamt standen für diese Studie über einen Zeitraum von 21 Jahren Daten aus 19 Frühjahren zur Verfügung. Die Seetaucher-Bestände im Frühjahr fluktuierten zwischen den Jahren ohne Trend und die Populationsgröße war zwischen 2001 und 2021 stabil. Im Durchschnitt wurde eine Frühjahrspopulation für das Untersuchungsgebiet der deutschen Nordsee von 14.442 Seetaucher-Individuen ermittelt. Hiervon befanden sich ca. 60 % im nördlichen Teilgebiet, in dem auch das Seetaucher-Hauptkonzentrationsgebiet (BMU 2009) und das SPA “Östliche Deutsche Bucht” liegen. Im südlichen Teilgebiet wurden generell deutlich geringere Dichten nachgewiesen (VILELA et al. 2022).

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Seetaucher (insbesondere Prachttaucher) haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Ostteil der deutschen Ostsee (BfN-Seevogelmonitoring, Abbildung 69). Im Herbst weisen Prachttaucher hohe Dichten im Bereich der Oderbank auf, auch an der Außenküste der Halbinsel Mönchgut gibt es mehrere Nachweise (MARKONES et al. 2015).

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Seetaucher waren im gesamten Gebiet in hohen Dichten präsent, Schwerpunkte lagen besonders in der Hohwachter Bucht, in der Lübecker Bucht und westlich von Rostock, (Abbildung 70).

Der Rastbestand der Sterntaucher in Mecklenburg-Vorpommern wird mit 500-1.000 Individuen im Mittwinter (Dezember bis Januar), >2.000 Individuen zum Heimzug (Februar bis April) und <500 Individuen während des Wegzugs (Oktober bis November) angegeben (IFAÖ 2005).

Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 209 Individuen (BIOM 2024). Da Sterntaucher auch Verbreitungsschwerpunkte während der Rast haben die küstenferner liegen (z.B. Oderbank), war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

Der Herbstzug beginnt in der westlichen Ostsee im September und verläuft entlang der Küste von M-V sehr unauffällig. Sein Höhepunkt liegt Ende November, wobei die meisten Individuen entlang der schwedischen Südküste ziehen (dort jährlich 2.000-3.000 Individuen in den Hellstunden, FLYCKT et al. 2003, 2004). Gelegentlich kommt es dabei zu kleineren, kurzzeitigen Rastansammlungen in der Lübecker Bucht, die dagegen während der Hauptzeit des Vorkommens (Februar bis April) kaum von Sterntauchern genutzt wird. Die Rastvorkommen im Seegebiet um Rügen sind zu dieser Jahreszeit unbedeutend.

Sterntaucher rasten in den äußeren Küstengewässern von M-V überwiegend während der Heimzugperiode. Zu dieser Jahreszeit erlangen die flachen Sandgebiete nördlich der Halbinsel Darß-Zingst und in der westlichen Pommerschen Bucht regelmäßig internationale Bedeutung als Zugrastgebiet. Die Gesamtzahl ziehender Individuen dürfte während des Heimzuges in der westlichen Ostsee 15.000-20.000 Sterntaucher betragen (bezogen auf den sichtbaren Zug während der Hellstunden), wobei zu dieser Jahreszeit der Schwerpunkt in M-V liegt (GARTHE et al. 2003, für Hiddensee, Beobachtungen des IfAÖ am Darßer Ort, FLYCKT et al. 2003, 2004 für die schwedischen Südküste). Maxima von jeweils 1.000-2.000 gleichzeitig rastender Individuen wurden 2003 sowohl östlich als auch westlich der Insel Rügen erfasst (GARTHE et al. 2003, 2004). Die Mittwinter- und Zugrastbestände fluktuieren in M-V in Abhängigkeit von der Strenge des Winters. In milden Wintern ist der Bestand gering. Hohe Rastbestände werden registriert, wenn es in Skandinavien und der östlichen Ostsee zu Eisgang kommt. In sehr starken Wintern, in denen die Pommersche Bucht partiell vereist, räumen die Vögel das Gebiet östlich Rügens.

Das Seegebiet westlich von Rügen bis zur Nordspitze Usedoms ist das bedeutendste Zugrastgebiet auf dem Frühjahrszug. Auf dem Plantagenetgrund wird auf dem Frühjahrszug das Dichtekriterium auf 25 bis 50% der Fläche überschritten. Der Bestand erlangt während des

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Heimzuges mit bis zu 2.000 Individuen saisonal internationale Bedeutung (bis zu 50% des Frühjahrsrastbestandes von M-V).

Der Rastbestand des Prachtauchers in M-V belief sich im Durchschnitt der Jahre auf 500-1.000 Individuen (maximal 1.500 Individuen, November bis Mai) (IFAÖ 2005). Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 112 Individuen (BIOM 2024). Da Prachttaucher auch Verbreitungsschwerpunkte während der Rast haben die küstenferner liegen (z.B. Oderbank), war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Er dient daher als Zusatzinformation.

Prachttaucher rasten in der westlichen Ostsee in Seegebieten <30 m Wassertiefe. Im Gegensatz zum Sterntaucher nutzen Prachttaucher auch küstennahe Gewässer entlang der Außenküste.

Der Wegzug der Prachttaucher erfolgt überwiegend im Oktober/November. Er ist etwas schwächer ausgeprägt als der Heimzug. Der sichtbare Zug in der westlichen Ostsee umfasst nicht mehr als 1.000-2.000 Individuen, die zu etwa gleichen Teilen der schwedischen bzw. der deutschen Küste folgen (GARTHE et al. 2003, IfAÖ, Beobachtungen am Darßer Ort 2002/2003, FLYCKT et al. 2003, 2004). Diese Zahl von Durchzüglern entspricht etwa der Bestandsschätzung für die Deutsche Bucht (GARTHE 2003a). Das Überwinterungsgebiet in der Pommerschen Bucht wird ab Mitte November besetzt. Die Vögel bleiben in diesem Gebiet bis Ende April/Anfang Mai. Einige wenige Prachttaucher übersommern im Seegebiet um Rügen.

Der Bestand in den äußeren Küstengewässern in M-V ist weitgehend identisch mit dem Gesamtbestand für die deutsche Ostsee. Prachttaucher überwintern oder rasten westlich von Rügen nur in geringer Zahl. Das Hauptüberwinterungsgebiet der Prachttaucher in der westlichen Ostsee ist die Pommersche Bucht. Hier lassen sich die höchsten Dichten zumeist in der Adlergrundrinne und entlang des Südhangs des Arkonabeckens registrieren.

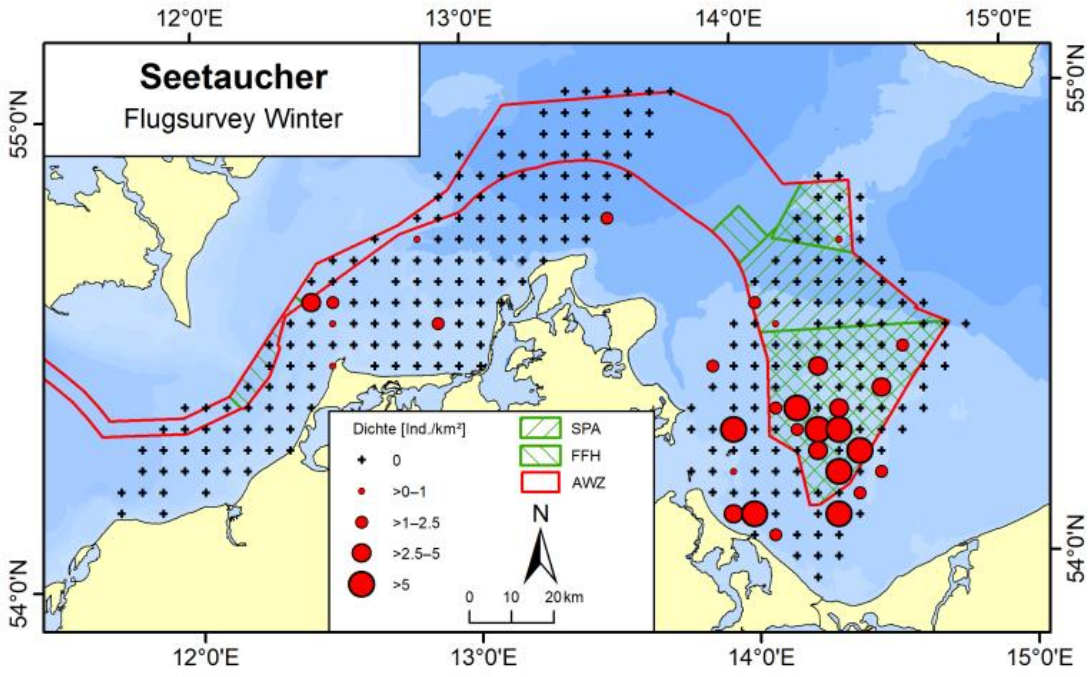


Abbildung 69: Verteilung von Seetauchern (Gavia spec.) in der deutschen Ostsee im Winter (28.12.2019 und 14.02.2020) (BORKENHAGEN et al. 2021)

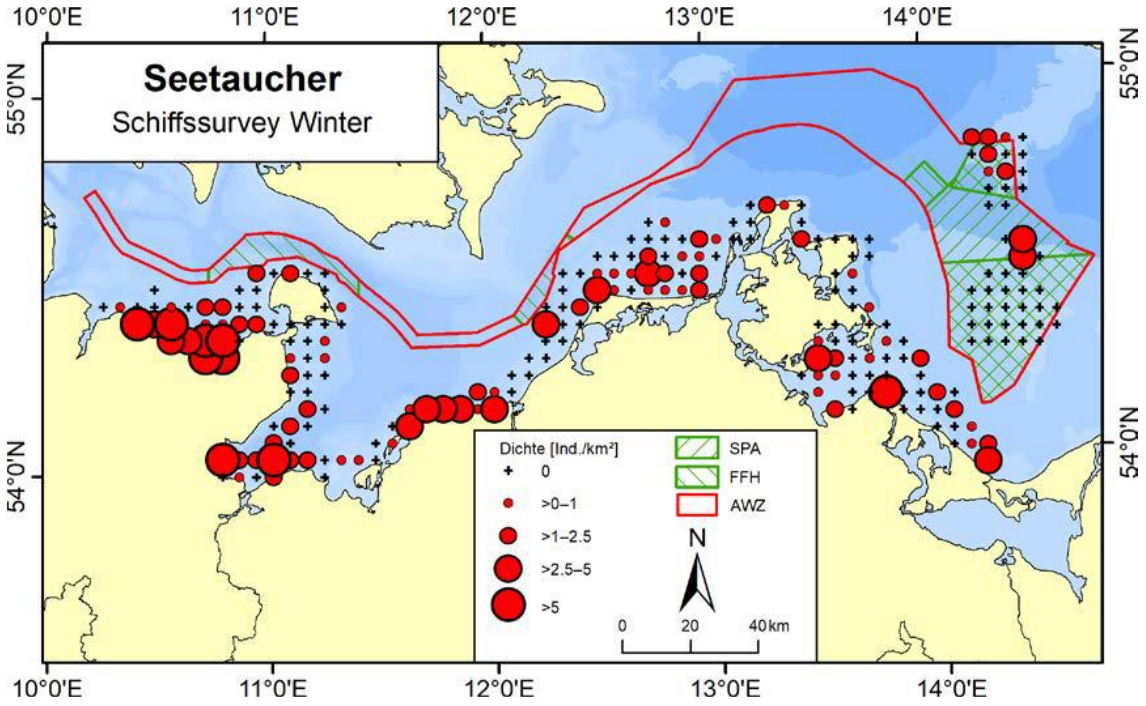


Abbildung 70: Verteilung von Seetauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Im Untersuchungszeitraum zwischen September 2023 und August 2024 wurden im Fluguntersuchungsgebiet insgesamt 1.095 Seetaucher erfasst. Davon wurden 700 Sterntaucher und 14 Prachttaucher auf Artniveau bestimmt. 381 Individuen konnten nicht auch Artniveau identifiziert werden (IFAÖ 2025g).

Seetaucher wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 vor allem im Winter (artspezifisch 01.11. – 29.02.) erfasst. Die höchste Dichte lag hier im Februar 2024 mit 1,09 Ind./km² und Januar mit 1,00 Ind./km². Die höchste mittlere saisonale Dichte lag entsprechend mit 1,04 Ind./km² im Winter 2023/2024. Im Frühjahr 2024 wurden 0,20 Ind./km² festgestellt, in den anderen Saisons maximal 0,03 Ind./km². Die maximale saisonale Dichte bei den Digitalflügen war fast viermal so hoch wie jene basierend auf den Schiffstransekt-Erfassungen (s.u.). Die Dichteunterschiede zwischen den Erfassungsmethoden könnten einerseits mit der hohen Fluchtdistanz der Seetaucher zusammenhängen, was vor allem die Erfassung vom Schiff aus erschwert. Andererseits wurde bei der Flugerfassung auch ein wesentlich größeres Gebiet betrachtet, wodurch möglicherweise Verbreitungsschwerpunkte außerhalb des Schiffsuntersuchungsgebietes erfasst worden sind (IFAÖ 2025g).

Im Untersuchungsgebiet kamen die Seetaucher hauptsächlich im Winter in nennenswerten Dichten vor, in dieser Jahreszeit fanden sich ein küstennahes Dichtezentrum westlich Hiddensee / nordöstlich Zingst und zwei kleinere Zentren westlich des Darß und nördlich Hiddensee, jeweils abseits des Vorhabengebietes. Insgesamt fand sich eine weite Verbreitung. Die Schifffahrtsroute nördlich der Vorhabenfläche scheint von Seetauchern gemieden worden zu sein. Im Frühjahr 2024, bei geringerem Auftreten, zeigte sich eine Präferenz für den Süden und Osten des UG, innerhalb der Schutzgebiete (Abbildung 71). Im Sommer und Herbst 2023, sowie im Sommer 2024 zeigte sich ein sporadisches Vorkommen (IFAÖ 2025g).

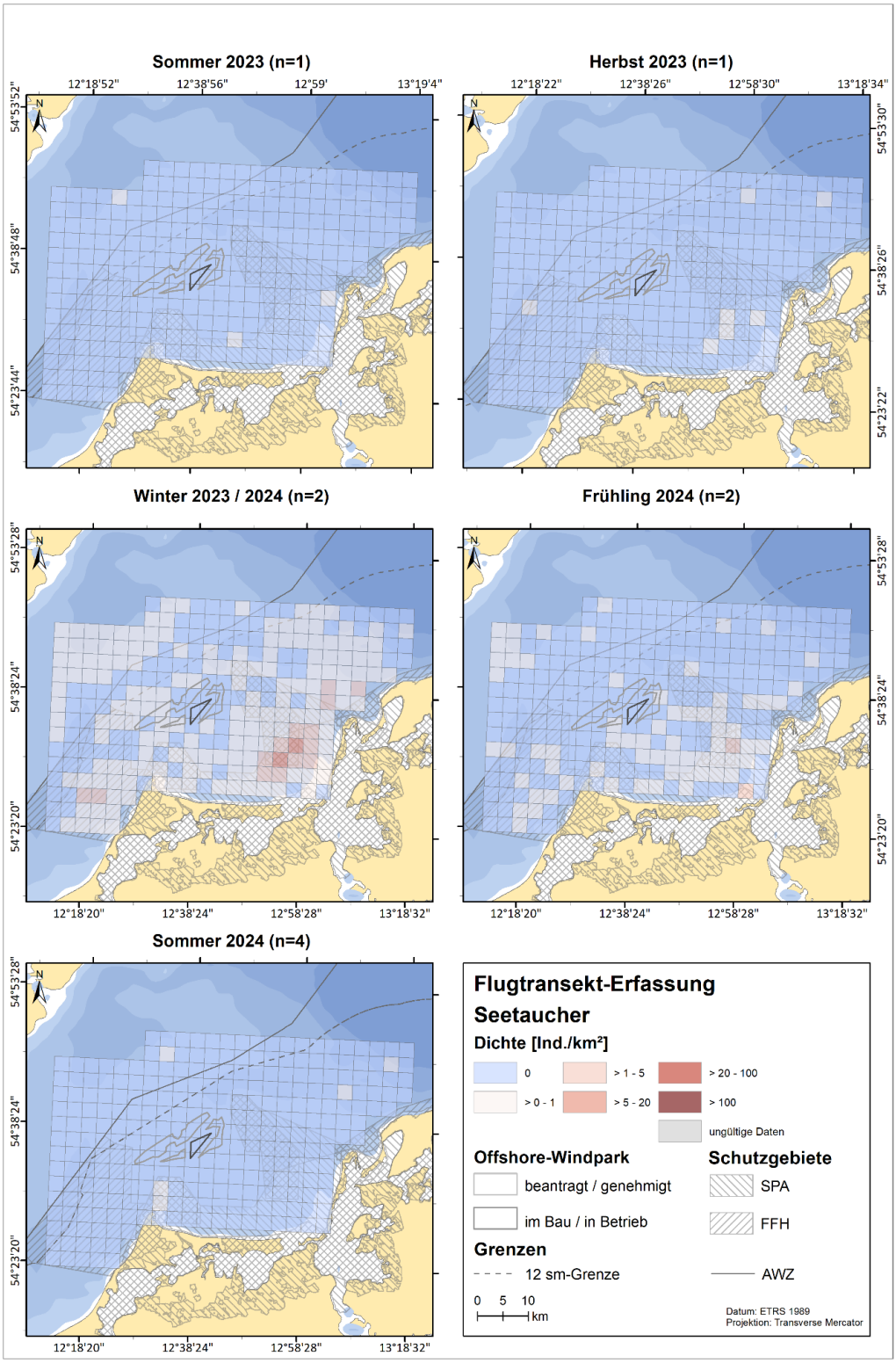


Abbildung 71: Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IfAÖ 2025g).

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Im Zuge der Schiffserfassungen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden insgesamt 385 Seetaucher festgestellt, von denen sich 169 im Transektbereich befanden. Von diesen waren 75 Individuen Sterntaucher, 69 Prachttaucher und 25 Individuen konnten nicht auf Artniveau bestimmt werden, wurden aber der Artengruppe Seetaucher zugeordnet (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungszeitraum zwischen September 2023 und August 2024 wurden Seetaucher mit maximal 0,40 Ind./km² im Dezember 2023 festgestellt. Mit 0,32 Ind./km² im November und 0,33 Ind./km² im Januar 2024 wurden ähnlich hohe Dichten festgestellt. Ansonsten wurde diese Artengruppe von Oktober 2023 bis Juni 2024 mit Dichten zwischen 0,01 und 0,12 Ind./km² erfasst. Es ergibt sich die maximale saisonale Dichte von 0,28 Ind./km² im Winter 2023/2024. Im Frühjahr wurden mit 0,11 Ind./km² auch noch Seetaucher erfasst. In den Sommern und im Herbst wurden keine, bzw. fast keine Seetaucher bei den Schiffstransekt-Erfassungen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Die Rasterdichtekarte zeigt im Winter eine weiträumige Verbreitung ohne Präferenzbereiche. Dagegen konnte im Frühjahr, bei geringerem Auftreten, eine Präferenz für den Süden des UG, innerhalb und im Nahbereich der Schutzgebiete festgestellt werden (Abbildung 72). Während des Hauptauftretens im Winter 2023/2024 wurden im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ und den umgebenden Rastern eine höchste saisonale Dichte von 0,11 Ind./km² festgestellt. Im Herbst und Sommer 2024 zeigte sich ein sporadisches Vorkommen, und ein Fehlen von Nachweisen im Sommer 2023 (IFAÖ 2025g).

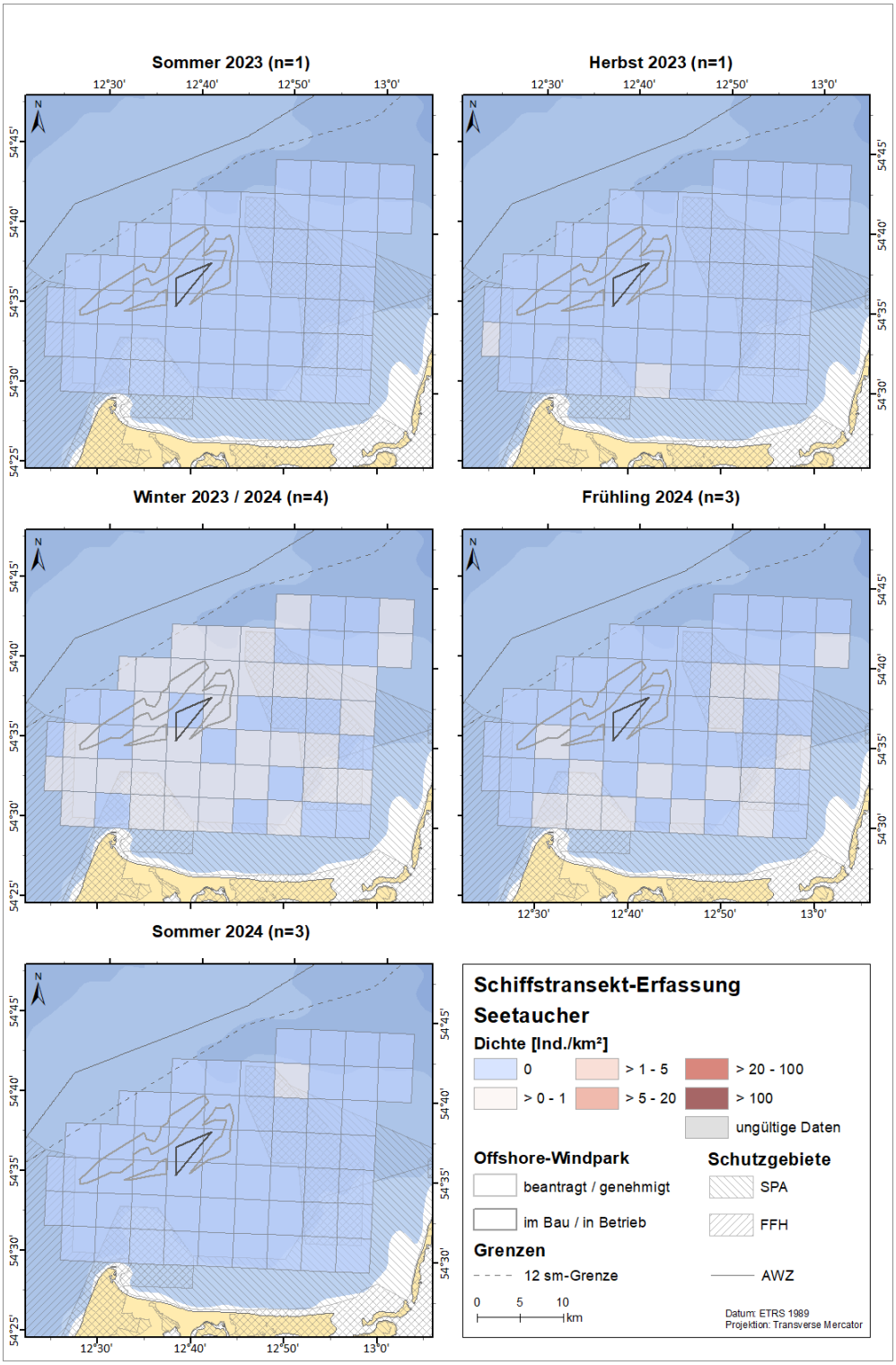


Abbildung 72: Räumliche Verteilung der Seetaucher bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Sommer 2023 und Sommer 2024 (IFAÖ 2025g).

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Während des Hauptauftretens im Winter 2023/2024 wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,24 Ind./km² festgestellt. Somit lag der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei < 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei < 0,01 bzw. 0,01 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1%-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Seetauchern nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit den Anlagen des OWP kann es zur Tötung oder Verletzung von Seetauchern kommen.

Als vornehmliche Tagzieher weisen Seetaucher hohe Fluchtdistanzen gegenüber vertikalen Strukturen auf (PETERSEN & CHRISTENSEN 2004), was das Kollisionsrisiko an WEA senkt. Nach BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) wird der populationsbiologische Index für beide Arten mit „sehr hoch“ (Stufe 2), der naturschutzfachliche Wert mit „mittel“ (Stufe 3, Sterntaucher) bzw. „gering“ (Stufe 4, Prachttaucher) und die Mortalitätsgefährdung (MGI) mit „hoch“ (Sterntaucher: II.4 Prachttaucher: II. 5) bewertet, während die vorhabensspezifische Gefährdung (vMGI) durch OWEA als „mittel“ (Sterntaucher: C 7,Prachttaucher: C.8) eingestuft wird. Ihre schlechte Manövrierfähigkeit und ihre ausgeprägte Flugaktivität zwischen verschiedenen Rast- und Nahrungsgebieten bewirken demgegenüber eine Erhöhung der Kollisionsgefährdung. So wurden im Windpark Horns Rev Kollisionen von Seetauchern mit WEA dokumentiert (zusammengestellt von DIERSCHKE & GARTHE (2006).

Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Seetaucher als Rastvögel sind Kollisionen mit OWEA nur in seltenen Einzelfällen möglich. Verringert wird das Risiko durch die hohen Fluchtdistanzen gegenüber OWEA und die für gewöhnlich geringe Flughöhe, die i. d. R. unterhalb der Rotorhöhe liegt.

Allerdings sind die Flughöhen der Seetaucher über See gering, mit nur geringen Anteilen oberhalb von 20 m. Nach HÜPPOP et al. (2004) liegt die Flughöhe von Seetauchern zu ca. 50-

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

60 % unterhalb von 10 m. Nach BERNDT & DRENCKHAHN (1990) fliegen Seetaucher i. d. R. sehr tief (fast ausschließlich zwischen 5 und 40 m; im Mittel 10,5 m; 75 % im Höhenbereich von 6-15 m), bei Rückenwind wurden aber auch Höhen von 50-100 m beobachtet.

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Seetaucher zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen Seetaucher zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Seetaucher-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert wird.

Die störempfindlichen Seetaucher, die OWPs weitgehend meiden und umfliegen (DIERSCHKE et al. 2016), haben aufgrund dieser Meidung des Gefahrenbereichs und der geringen Flughöhe ein geringes Kollisionsrisiko.

Auf Individuenebene sind Verluste rastender Seetaucher durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den WEA sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Der Sterntaucher ist ausgesprochen störempfindlich und hält große Distanzen gegenüber Schiffen jeder Art ein (BELLEBAUM et al. 2006). Prachttaucher weisen ebenfalls eine sehr hohe Fluchtdistanz gegenüber z. B. sich nähernden Schiffen auf und fliegen meist in sehr großer Entfernung auf (GARTHE et al. 2004, BELLEBAUM et al. 2006). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Seetauchern gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden können.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

☐ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Sterntaucher nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Bei Seetauchern ist von einer weitgehenden Meidung von OWP und ihrem unmittelbaren Umfeld auszugehen (anlagebedingte Störung).

Eine Studie von VILELA et al. (2020) untersuchte u. a. die Effekte der Offshore-Windparks auf die Populationsgröße, die räumliche Verteilung sowie Meideeffekte in der deutschen Nordsee. Die Analyse basierte auf Flugtransekt-Erfassungen, welche großräumig über die Nordsee verteilt stattfanden und insgesamt 16 Frühjahre abdeckte. In einer Folgestudie (VILELA et al. 2022) wurden drei zusätzliche Jahre mit Daten aus zehn OWP-Projekten ausgewertet. Insgesamt stehen für diese Studie über einen Zeitraum von 21 Jahren Daten aus 19 Frühjahren zur Verfügung. Es zeigte sich kein Zusammenhang zwischen dem Bestand der Seetaucher im Frühjahr der einzelnen Jahre und der Anzahl von Windenergieanlagen in der deutschen Nordsee im erfassten Zeitraum. Dies zeigte sich sowohl in der gesamten Fläche als auch in jedem der Teilgebiete. Es zeigten sich zwei Jahre mit höheren Dichten, die jedoch mit dem Beginn des OWP-Ausbau im Gebiet zeitlich zusammenfielen. Seitdem liegt der ermittelte Bestand im Gebiet

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

auf einem leicht geringerem, aber stabilen Niveau. Anders als die Populationsgröße zeigte die räumliche Verteilung der Seetaucher in der deutschen Nordsee eine Veränderung nach dem Ausbau der OWP. Im nördlichen Teilgebiet, und hier speziell im Hauptkonzentrationsgebiet, bewegte sich jedes Jahr ein Konzentrationspunkt der höchsten Dichte weitläufig über die gesamte Fläche des Gebietes, bevor hier die ersten OWP errichtet wurden. Nach dem Ausbau im Gebiet zeigte sich eine weit weniger weitläufige Verteilung und der Konzentrationspunkt blieb relativ konstant im Zentrum des Hauptkonzentrationsgebietes, mit Abstand zu den OWP (VILELA et al. 2022).

GARTHE et al. (2023) haben Daten aus verschiedenen Quellen analysiert, um die Auswirkungen von OWPs auf Seevögel der Familie Gaviidae (Seetaucher) in der deutschen Nordsee zu quantifizieren. Die Verbreitung und Abundanz von Seetauchern hat sich von der Zeit vor bis zur Zeit nach dem Bau von OWPs deutlich verändert. Die Dichte der Seetaucher war in Entfernungen von bis zu 9-12 km von den OWP-Flächen” deutlich reduziert (Graduent). Die Abundanz ging innerhalb von OWPs + 1 km-Zone um durchschnittlich 94 % (46 - 99 % je nach Gebiet) und innerhalb von OWPs + 10 km-Zone um durchschnittlich 52 % (29 – 68 % je nach Gebiet) zurück. Bei der beobachteten Umverteilung handelte es sich um einen großräumigen Effekt, bei dem sich die Vögel innerhalb des Untersuchungsgebiets in großer Entfernung von den OWP ansammelten.

VILELA et al. (2020) zeigten auf Grundlage einer umfangreichen Datenbasis aus Flugzählungen, dass die Reichweite der Meideeffekte je nach Gebiet deutlich variierte. Im Mittel waren diese bis in 10,2 km Entfernung zu den Windparks nachzuweisen.

Es ist zudem zu beachten, dass es sich bei diesen Entfernungen nicht um eine Totalmeidung handelt, sondern um eine Teilmeidung mit steigenden Seetaucherdichten bis in die entsprechenden Entfernungen zu einem Windpark (BSH 2020b, vgl. Kap. 4.7 in BSH 2025). Dieser Aspekt ist daher ganz besonders bei Verwendung der Begriffe „Meidedistanz“ und „rechnerischer Habitatverlust“ zu beachten. Eine pauschale Übertragung von maximalen Seetaucher-Meidedistanzen aus Nordsee-Windparks auf die Situation in der Ostsee und den hier betrachteten Standort ist nicht möglich und nicht anhand von Studien belegt. Im Umweltbericht zum FEP 2020 (BSH 2020c, vgl. Kap. 4.7 in BSH 2025) heißt es: Aus der Ostsee sind solche großräumigen Meidereaktionen der Seetaucher nicht bekannt (IFAÖ 2018a). Dies ist darin begründet, dass die im FEP vorgesehenen Gebiete und die AWZ der Ostsee allgemein keine besondere Bedeutung für diese Artgruppe besitzen und Seetaucher nur gelegentlich als Durchzügler und im Winter anzutreffen sind. Auch im Umweltbericht zum FEP 2025 gibt es dazu keine anderen Aussagen (siehe Kap. 4.7 in BSH 2025). Während des Hauptauftretens im Winter 2023/2024 wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,24 Ind./km² festgestellt. Somit lag der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei < 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei < 0,01 bzw. 0,01 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1 % der biogeografischen Populationen (3.000 bzw. 3.500 Ind.) bei weitem nicht erreicht.

Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts der Seetaucher nördlich des Darßes (vgl. Abbildung 5). Eine Störung einiger Randvorkommen der Seetaucher kann daher nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Populationen des Sterntauchers verschlechtern, sind jedoch nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Prachttaucher weisen eine sehr hohe Fluchtdistanz gegenüber sich nähernden Schiffen auf und fliegen meist in sehr großer Entfernung auf (GARTHE et al. 2004, BELLEBAUM ET AL. 2006. Sterntaucher sind ebenfalls sehr störempfindlich. Sie halten große Distanzen gegenüber Schiffen jeder Art ein. Gemäß FLIEßBACH et al. (2019) beträgt die mittlere individuelle Fluchtdistanz 721 ± 616 m, wobei maximale Werte bis 2.000 m nachgewiesen wurden. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen des Baubetriebes durch den Schiffsverkehr führen im worst-case-Fall zu einem vorübergehenden Verlust von nutzbarem Lebensraum. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur dann auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen auf der jeweiligen An-/Abfahrtsroute fallen.

Wie den Rasterdichtekarten und Punktsichtungskarten der Erfassungen 2023/2024 zu entnehmen ist, sind die saisonalen Dichten stark geprägt von einer weiten Verbreitung im Winter 2023/2024 in überwiegend geringen Dichten und einzelnen, küstennahen Konzentrationsbereichen der Seetaucher in den südlichen und östlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes (IFAÖ 2025g).

In den nördlichen, tieferen Bereichen des Untersuchungsgebietes wurden deutlich weniger Seetaucher registriert. Dort liegt neben dem Offshore-Windpark „Baltic1“ ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Seetaucher meiden stark befahrende Schifffahrtsrouten (SCHWEMMER et al. 2011).

Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes.

Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Seetaucher durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für diese auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kommt es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung). Anlagebedingt treten Geräuschemission durch die Rotordrehung und Vibrationen auf.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Rastvögeln wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Seetaucher gering

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für Seetaucher zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon sind die Seetaucher als fischfressende Arten betroffen.

Seetaucher ernähren sich als opportunistische Prädatoren von einer Vielzahl häufiger Fischarten, die in der Ostsee weit verbreitet sind. Die Anteile gefressener Arten variieren mit dem örtlichen und saisonalen Angebot (GUSE et al. 2008, LEOPOLD 2016). Die von Seetauchern gefressenen Fischarten kommen in anderen Teilen der Ostsee ebenfalls vor. Demnach können Seetaucher auch in andere Teile der Ostsee ausweichen.

Seetaucher sind als Fischfresser demnach nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden und reagieren flexibel auf die Einstandsgebiete ihrer Beute. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand der Seetaucher hätten. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden zudem durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert.

Eine erhebliche Störung, die die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zufolge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, wird aufgrund der geringen Zahl betroffener Vögel und der Ausweichmöglichkeiten ausgeschlossen.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet nordwestlich eines Vorkommensschwerpunkts der Seetaucher, dass sich küstennäher nördlich des Darßes befindet. Somit sind zwar regelmäßige Vorkommen, aber keine hohen Dichten im untersuchten Gebiet zu erwarten (vgl. Abbildung 5). Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ist daher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt dasVorhaben nicht zu einer Störung von Seetauchern, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

Sterntaucher (*Gavia stellata*) & Prachttaucher *(Gavia arctica)*

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten dieser Art liegen nicht in Deutschland (sondern in Island, im nördlichen Großbritannien bis nach Fennoskandien, in Sibirien und im arktischen Nordamerika (Sterntaucher, MENDEL et al. 2008) bzw. in den borealen und arktischen Zonen in Nordwesteuropa bis Nordostsibirien und Nordwestalaska (Prachttaucher, MENDEL et al. 2008) und werden damit nicht erreicht. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten“ ist ausgeschlossen, der Verbotstatbestand ist nicht erfüllt, da sich diese nicht in Deutschland befinden und da diese von den Vorhabenwirkungen keinesfalls erreicht werden. Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Seetaucher nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets stellt keinen Vorkommensschwerpunkt für die Winterrast der Seetaucher dar. Das nächstgelegene Rastgebiete liegen in der Mecklenburger Bucht oder der Pommerschen Bucht. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.6 Haubentaucher

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. V RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Haubentaucher brüten bevorzugt an größeren stehenden und fischreichen Gewässern mit Uferbewuchs. Überwinternde und nicht brütende Haubentaucher rasten vorzugsweise im Binnenland und auf den inneren Küstengewässern. In den äußeren Küstengewässern halten sie sich vorwiegend in Küstennähe auf. Außerhalb der Brutzeit kommen Haubentaucher meist einzeln vor, jedoch finden sich gelegentlich auch lockere Gruppen zusammen.

Haubentaucher sind Teil- bzw. Kurzstreckenzieher und zudem ausgeprägte Nachtzieher. Der Heimzug in die Brutgebiete kann je nach geographischer Lage und Witterung schon im Januar beginnen. Meist erreichen Haubentaucher jedoch ihre Brutgewässer ab März. Der Abzug aus den Brutgebieten setzt Anfang August ein.

Der Haubentaucher sucht seine Nahrung tagsüber. Erbeutet werden Fische (im Mittel 13 cm groß) und zum Teil aquatische Wirbellose, die tauchend gejagt werden. Dabei kann eine Tauchtiefe bis 5 m erreicht werden. Bei Untersuchungen an Haubentauchern aus brackigen und marinen Habitaten stellte Fisch 75 % der Nahrung, weitere Beutetiere waren Crustaceen und Polychaeten (MADSEN 1957).

Die langfristige Bestandsentwicklung rastender Haubentaucher über die Wintermonate in Deutschland ist positiv. Kältewinter mit Eisgang zwingen Haubentaucher abzuwandern. Die seit Ende der 1980er Jahre überwiegend milden Winter dürften wesentlich zu einem tatsächlichen Bestandsanstieg beigetragen haben (sehr deutliche Zunahmen an der Ostsee und den angrenzenden Binnenseen).

Die Rastbestände des Haubentauchers *[P. cristatus:* N- und W-Europa (Winter)] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 513.000-764.000 Individuen. Der Wert des 1 %-Kriterium liegt bei 6.300 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Der Haubentaucher ist in Deutschland Brutvogel, Jahresvogel, Durchzügler und Wintergast. Der Brutbestand in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 18.500-27.000 Paare (GERLACH et al. 2019). Nach der Brutzeit kommt es zu einem teilweisen Abzug der heimischen Brutvögel, gleichzeitig findet eine Verlagerung auf die großen Binnenseen sowie an die Ostseeküste statt. Daneben ziehen Haubentaucher aus den skandinavischen und finnischen Brutgebieten zum Überwintern nach Deutschland (BERNDT & DRENCKHAHN 1990). Der Mittwinterbestand lag im Zeitraum 2011-2016 bei durchschnittlich 43.000 Individuen (GERLACH et al. 2019). Das sind etwa 7 % der nord-

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

und westeuropäischen biogeographischen Population. Rund 60 % der deutschen Winterrastbestände halten sich auf der Ostsee, den Boddengewässern und den angrenzenden großen Binnenseen auf. Die Nordsee, das Wattenmeer und Fließgewässer haben im gesamten Jahresverlauf nur eine geringe Bedeutung. Der deutsche Rastbestand wurde in BURDORF et al. (1997) mit 15.000-20.000 angegeben.

Haubentaucher kommen in den deutschen Ostseegebieten überwiegend in den küstennahen Flachwasserbereichen vor. Der Winterbestand auf der deutschen Ostsee wird auf 8.500 Individuen geschätzt, was 2,4 % der biogeographischen Population ausmacht (Bezugsraum: 2000-2007, MENDEL et al. 2008, Abbildung 73). Hervorzuheben sind die sehr hohen Dichten im Greifswalder Bodden und dem sich anschließenden Strelasund sowie in der Mecklenburger Bucht. Dabei fluktuieren die Mittwinterbestände in Abhängigkeit von der Strenge des Winters. Im Offshore-Bereich treten Haubentaucher nur selten und in geringen Dichten.

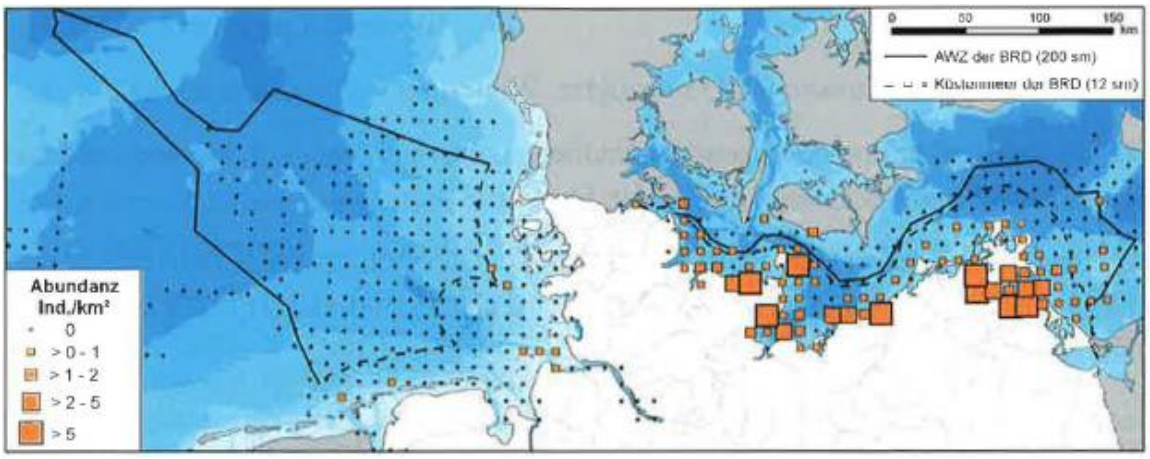


Abbildung 73: Verbreitung des Haubentauchers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

In Mecklenburg-Vorpommern wird der Brutbestand mit 3.500 - 4.000 Individuen angegeben (LUNG M-V 2013).

Die wichtigsten Rastgewässer des Haubentauchers im Seegebiet von Mecklenburg-Vorpommern sind die küstennahen Gebiete vor Ostrügen, Usedom und der südliche Greifswalder Bodden, sowie die Boddenrandschwelle. In hohen Dichten kommen Haubentaucher auch in der Mecklenburger Bucht vor. In den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns rasten Haubentaucher vorrangig in der westlichen Pommerschen Bucht, wobei sie hier seltener und dann in geringen Dichten auftreten (SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008). Die größten Anzahlen werden im Winter erreicht, vor allem wenn die Bodden- und Binnengewässer zugefroren sind. Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 4.000 Individuen (BIOM 2024).

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

Haubentaucher hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt im März 2018 im Greifswalder Bodden, im Strelasund und in den Küstengewässern um Rügen sowie westlich des Darß (Abbildung 74).

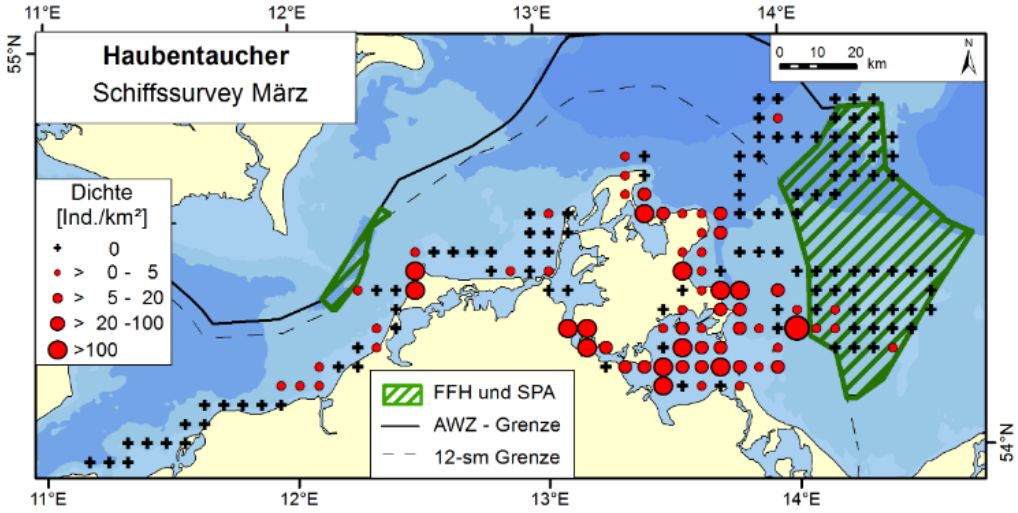


Abbildung 74: Verteilung der Haubentaucher in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen im März 2018. Aufgrund des hohen Vorkommens wurden hier die Abundanzkategorien besonders individuenreicher Arten angewendet, um räumliche Unterschiede in der Verteilung darstellen zu können (BORKENHAGEN et al. 2019)

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Haubentaucher traten in der Neustädter Bucht, in der südlichen Tromper Wiek, in der Prorer Wiek und in der westlichen Hohwachter Bucht in hohen Dichten auf. Daneben waren sie im gesamten Untersuchungsgebiet in Bereichen mit niedriger Wassertiefe regelmäßig anzutreffen (Abbildung 75).

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

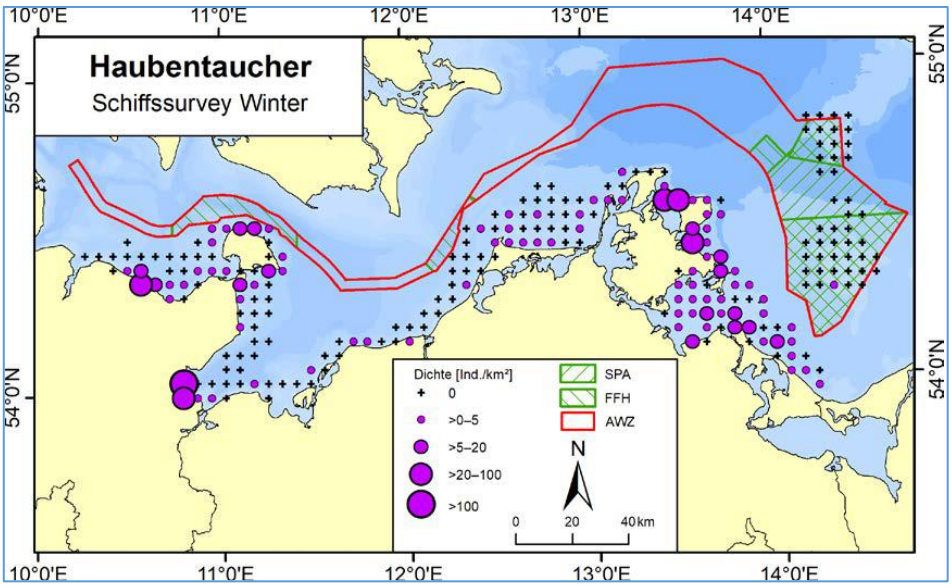


Abbildung 75: Verteilung von Haubentauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 35 Haubentaucher festgestellt, sowie 21 Individuen, die nur als Rothals-/Haubentaucher identifiziert werden konnten (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 14 Haubentaucher erfasst, davon befanden sich elf Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g).

Dementsprechend waren vergleichsweise wenige Individuen im Vorhabengebiet und der Pufferzone anzutreffen.

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Haubentauchern nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Haubentauchern kommen.

Haubentaucher gelten als empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008). Die Mortalitätsgefährdung (MGI) liegt nach BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) im mittleren Bereich (III.7), wobei Populationsindex und naturschutzfachlicher Wert mit „relativ hoch“ (Stufe 4) bzw. „gering“ (Stufe 4) bewertet sind. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA wird als „mittel“ (C. 9) eingestuft.

Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Haubentaucher als Rastvögel sind Kollisionen mit OWEA aber nur in seltenen Einzelfällen denkbar. Verringert wird das Risiko durch die relelativ großen Fluchtdistanzen der Tiere gegenüber WEA.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Lappentauchern (zu denen auch der Haubentaucher gehört) zu ca. 97-100 % unterhalb von 10 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Lappentaucher zu 100 % unterhalb von 50 m beobachtet. Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Haubentaucher zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Die störempfindlichen Lappentaucher (zu denen auch der Haubentaucher gehört), die OWP weitgehend meiden und umfliegen (DIERSCHKE et al. 2016), haben aufgrund dieser Meidung des Gefahrenbereichs und der geringen Flughöhe ein geringes Kollisionsrisiko.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Haubentaucher weisen gegenüber Schiffsverkehr ein mäßig starkes Fluchtverhalten auf (MENDEL et al. 2008). Sie zeigen zum Teil Fluchtreaktionen durch Auffliegen, meist in geringer Entfernung. Häufig schwimmen sie aber nur vor Schiffen weg oder tauchen (GARTHE et al. 2004). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Haubentauchern gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden können.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Haubentauchern nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Bei Haubentauchern ist von einer weitgehenden Meidung von OWP und ihrem unmittelbaren Umfeld auszugehen (anlagebedingte Störung).

Im Untersuchungsgebiet wurden bei den Flugtransekt-Erfassungen 35 Haubentaucher festgestellt sowie 14 bei den Schiffstransekt-Erfassungen (IfAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1 % der biogeografischen Population (6.300 Ind.) bei weitem nicht erreicht.

Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich nicht in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts des Haubentauchers. Aufgrund der großen Entfernung zum nächsten Vorkommensschwerpunkt (z. B. Greifswalder Bodden) kann die Störung des Haubentauchers ausgeschlossen werden.

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population des Haubentauchers verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Haubentaucher weisen gegenüber Schiffsverkehr ein mäßig starkes Fluchtverhalten auf (MENDEL et al. 2008). Sie zeigen zum Teil Fluchtreaktionen durch Auffliegen, meist in geringer Entfernung. Häufig schwimmen sie aber nur vor Schiffen weg oder tauchen (GARTHE et al. 2004). Für den Haubentaucher werden im Mittel 300 m angegeben (KRÜGER 2016). FLIEßBACH et al. (2019) geben für den Haubentaucher Fluchtdistanzen von 308 ± 248 m (Minimal: 50 m, Maximal: 900 m) an. Während des Baubetriebs werden die Haubentaucher den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Haubentaucher durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für den Haubentaucher auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung, Transportbewegungen) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Rastvögeln wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Haubentaucher gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für den Haubentaucher zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben. Davon ist der Haubentaucher als

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

fischfressende Art betroffen sein. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine fischfressende Art sind Haubentaucher nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei nach Fischen und folgen diesen Schwärmen. Aufgrund dieser Mobilität ist ein Meideverhalten hinsichtlich des unmittelbaren Baubereiches zu prognostizieren, ohne dass damit nennenswerte Einschränkungen für die Vögel verbunden sind. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand des Haubentauchers hätten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt des Haubentauchers, so dass zwar regelmäßige Vorkommen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Haubentaucher halten sich im Bereich des Vorhabengebiets „Gennaker“ generell nur in geringen Dichten oder als Einzelindividuen auf. Daher ergeben sich vorhabenbedingt keinesfalls Auswirkungen auf die Populationsebene der Haubentaucher. Da die bau- und betriebsbedingten Störungen (betriebsbedingt: Service-Fahrten) zudem nur kurzzeitig wirken, sind erhebliche Beeinträchtigungen der Art ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Haubentaucher, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten der Haubentaucher sind größere stehende Gewässer des Binnenlandes. Die nächstliegenden Brutgebiete (Fortpflanzungsstätten) dieser Art liegen nicht in der Nähe des Vorhabengebietes „Gennaker“ und werden keinesfalls durch die Vorhabenwirkungen erreicht. Brutpaare befinden sich aktuell am Peenemünder Haaken und der Insel Ruden, den Inseln Böhmke und Werder sowie am Riether Werder (HERRMANN 2023a). Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Haubentaucher *(Podiceps cristatus)*

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Haubentaucher nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Demnach sind im Küstenmeer keine geschützten Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu identifizieren (vgl. GELLERMANN et al. 2012). Aufgrund der geringen Abundanz der Haubentaucher im Vorhabengebiet ist von keiner besonderen Bedeutung als Rastgebiet für die Art auszugehen. Eine Beeinträchtigung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG liegt daher nicht vor.

Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.7 Ohrentaucher

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☒ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☒ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. 1 RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Ohrentaucher brüten bevorzugt an flachen, eutrophen Teichen von 1-10 ha Größe mit reichhaltiger Unterwasservegetation und ausgedehnter Verlandungsvegetation. In Deutschland gab es seit den 1970 Jahren eine Zunahme der Sommerbeobachtungen und seit den 1980er Jahren erste Brutnachweise mit gutem Bruterfolg. Außerhalb der Brutzeit halten sich Ohrentaucher vor allem in Küsten- und Meeresgebieten auf.

Ohrentaucher sind überwiegend Kurzstreckenzieher. Der Hauptdurchzug findet von Mitte März bis Ende April, der Wegzug ab Ende August statt. Ohrentaucher ziehen überwiegend abends und nachts. Der Aufenthalt der Ohrentaucher im Winterquartier der deutschen Küsten erstreckt sich von November bis März.

Die tag- und nachtaktive Lappentaucherart ernährt sich vorwiegend von Arthropoden sowie kleinen Fischen bis 10 cm Länge. Sie erbeuten ihre Nahrung meist tauchend. Auf dem Meer tauchen sie bis in Bereichen von 10-20 m Tiefe (FJELDSÅ 2004). In der Pommerschen Bucht werden im Winter überwiegend Fische (v. a. Grundeln) und Polychaeten gefressen, im Frühjahr ergänzend auch Insekten.

Die Rastbestände des Ohrentauchers *(P. auritus:* NO-Europa, dünnschnäblig - Ostsee, Schwarzes Meer) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 15.000-23.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 190 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Der Ohrentaucher besitzt in Deutschland den Status als Durchzügler, Wintergast, gelegentlicher Sommergast und vereinzelter Brutvogel. Die einzigen Brutvorkommen der Ohrentaucher in Deutschland liegen in Schleswig-Holstein. Der Rastbestand in Deutschland beträgt im Winter 2.200 Tiere (Bezugsraum: 2011-2016, GERLACH et al. 2019). Dies entspricht über 11,5 % der biogeographischen Population.

Ohrentaucher kommen auf der deutschen Nordsee nur sehr vereinzelt vor. Überwinternde Ohrentaucher werden bei Wasservogelzählungen vor allem entlang der der Ostseeküste erfasst, insbesondere im Bereich Rügen, vor dem Darß, im Salzhaff, in der Wismarbucht sowie in der Geltinger Bucht.

M-V ist eines der wichtigsten Zugrastgebiete der kleinen ostatlantischen Zugpopulation des Ohrentauchers. Das Hauptüberwinterungsgebiet in der westlichen Ostsee ist die Oderbank. In der deutschen AWZ wird der Bestand auf ca. 500 Individuen geschätzt, in der gesamten Pommerschen

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

Bucht sind es etwa doppelt so viele (DURINCK et al. 1994, GARTHE et al. 2003). In milden Wintern werden Zahlen von mehreren tausend Vögeln erreicht.

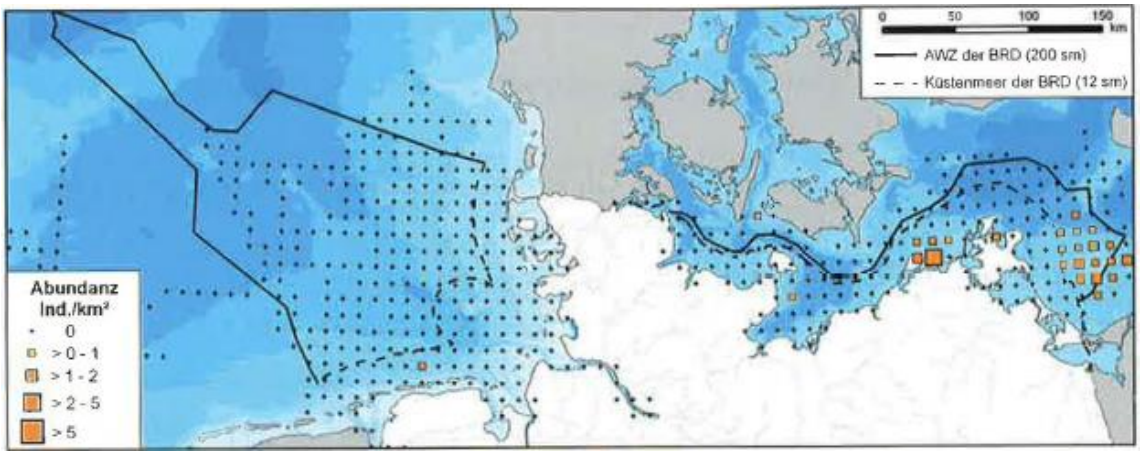


Abbildung 76: Verbreitung des Ohrentaucher auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. 2008 - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Für Ohrentaucher ist die Pommersche Bucht das wichtigste Überwinterungsgebiet Mittel- und Westeuropas (SKOV et al. 2000). Die Rastgebiete liegen bevorzugt in Bereichen mit geringen Wassertiefen von <10 m und sandigem Sediment. Im SPA „Pommersche Bucht“ sind Ohrentaucher mit Ausnahme der Sommermonate regelmäßig mit Maximalbeständen im Herbst mit 500 Individuen zu beobachten (SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008, Bezugsraum: 2000-2005). Der Rastbestand des Ohrentauchers während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 94 Individuen (BIOM 2024).

Ohrentaucher konzentrierten sich im Januar 2018 auf die Oderbank und kamen im restlichen Untersuchungsgebiet nur sporadisch vor (BORKENHAGEN et al. 2019, Abbildung 77).

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt. Der Schwerpunkt der Ohrentaucher lag auf der Oderbank, aber auch nördlich von Darß/Zingst/Fischland und in der Hohwachter Bucht waren sie regelmäßig vertreten (BORKENHAGEN et al. 2022, Abbildung 78).

Zu den Zugzeiten konzentrieren sich die Durchzügler an wenigen Punkten in Küstennähe (Gebiete östlich Rügen mit regelmäßigem Vorkommen von >1 % der Zugpopulation: Tromper Wiek, Prorer Wiek, Greifswalder Oie, Peenemünder Haken, Küste vor Usedom). Hier kann mitunter an einer Stelle kurzzeitig ein Großteil des gesamten westeuropäischen Winterbestandes des Ohrentauchers versammelt sein. Das Seegebiet nördlich der Halbinsel Fischland/Darß/Zingst ist neben der Pommerschen Bucht das bedeutsamste Überwinterungsgebiet für Seevögel in Mecklenburg-Vorpommern und zählt zu den Vorkommensschwerpunkten des Ohrentauchers.

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

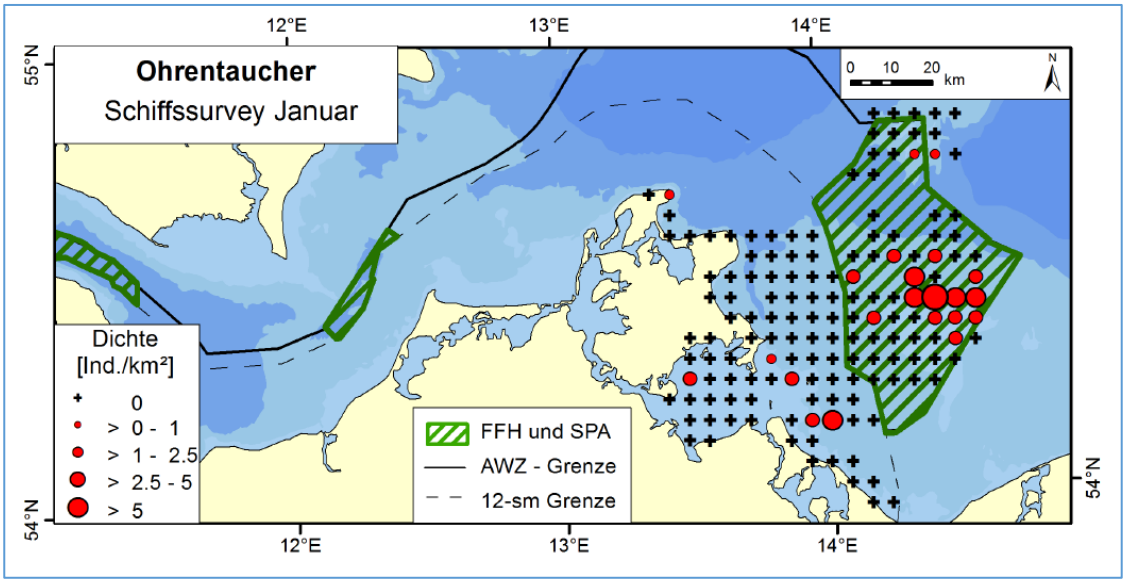


Abbildung 77: Verteilung der Ohrentaucher in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden im Januar 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

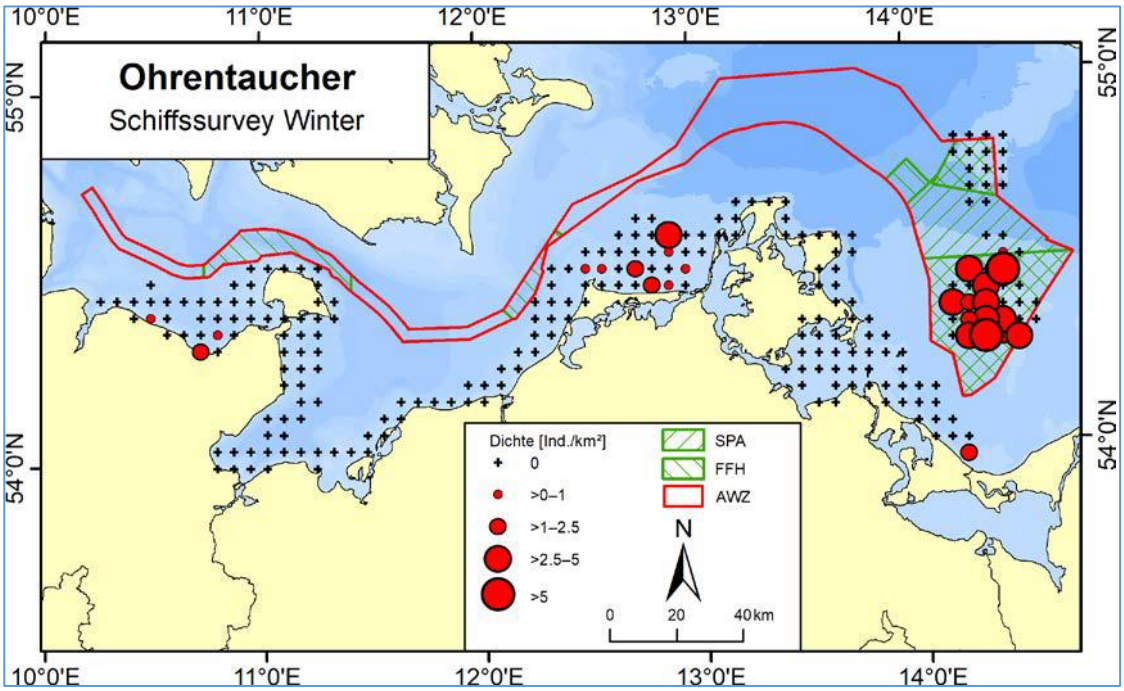


Abbildung 78: Verteilung von Ohrentauchern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden 41 Ohrentaucher festgestellt. Die maximale monatliche Dichte wurde im Januar 2024 mit 0,04 Ind./km² festgestellt. Wie auch bei den Rothalstauchern wurde aufgrund der geringen Individuenzahl auf die Darstellung in Rasterdichtekarten verzichtet. Punktsichtungskarten der einzelnen Flüge finden sich im Anhang des Rastvogelgutachtens (IFAÖ 2025g). Der Großteil der Sichtungen erfolgte im küstennahen, flacheren Bereich. Darüber hinaus wurden Ohrentaucher, besonders im März 2024, auch im zentralen Teil des Untersuchungsgebietes gesichtet (IFAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurde in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 6 Ohrentaucher im Schiffsuntersuchungsgebiet erfasst die alle im Transektbereich festgestellt wurden. Die maximale monatliche Dichte wurde im Januar 2024 mit 0,03 Ind./km² festgestellt. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1%-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Ohrentauchern nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Ohrentauchern kommen.

Aufgrund fehlender Vorkommen im Vorhabengebiet „Gennaker“ sind Kollisionen rastender Ohrentaucher mit WEA nicht zu erwarten. BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den populationsbiologischen Sensitivitäts-Index bei einem sehr hohen naturschutzfachlichen Wert-Index (Stufe 1) mit „hoch“ (Stufe 3) und die Mortalitätsgefährdung (MGI) mit „hoch“ (II.4) an. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA wird mit „hoch“ (B.6) angegeben.

Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den WEA sind nicht zu erwarten.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Lappentauchern (zu denen auch der Ohrentaucher gehört) zu ca. 97-100 % unterhalb von 10 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

& DANIELS (2003) wurden fliegende Lappentaucher (zu denen auch der Ohrentaucher gehört) zu 100 % unterhalb von 50 m beobachtet. Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Ohrentaucher zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs.

Die störempfindlichen Lappentaucher (zu der auch der Ohrentaucher gehört), die OWP weitgehend meiden und umfliegen (DIERSCHKE et al. 2016), haben aufgrund dieser Meidung des Gefahrenbereichs und der geringen Flughöhe ein geringes Kollisionsrisiko.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Ohrentaucher zeigen hohe Empfindlichkeiten gegenüber Schiffsverkehr, die sich in vergleichsweise geringer Fluchtdistanz, aber immer durch Auffliegen äußert (GARTHE et al. 2004).

Da die Schiffe, die an Bau oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Ohrentauchern gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen sind.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Ohrentauchern nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Bei Ohrentauchern ist von einer weitgehenden Meidung von OWP und ihrem unmittelbaren Umfeld auszugehen (anlagebedingte Störung).

Während des Hauptauftretens im Winter 2023/2024 wurde im Vorhabengebiet des OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,01 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2-km-Puffer jeweils bei < 0,01 % bzw. 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012–2016 lagen diese Anteile bei 0 % bzw. 0,01 %. (IfAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population (190 Individuen) nicht erreicht.

Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts des Ohrentauchers nördlich des Darßes (vgl. Abbildung 5). Es ist dennoch nur von einer Störung einiger Randvorkommen des Ohrentauchers auszugehen.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population des Ohrentauchers verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Ohrentaucher zeigen hohe Empfindlichkeiten gegenüber Schiffsverkehr, die sich in vergleichsweise geringer Fluchtdistanz, aber immer durch Auffliegen äußert (GARTHE et al. 2004). FLIEßBACH et al. (2019) geben für den Ohrentaucher Fluchtdistanzen von 343 ± 255 m (Minimal: 20 m, Maximal: 1.500 m) an. Während des Baubetriebs werden die Ohrentaucher den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Der Großteil der Sichtungen erfolgte im küstennahen, flacheren Bereich (IFAÖ 2025g), sodass ein stetes Vorkommen im Bereich des OWP „Gennaker“ ausgeschlossen werden kann. Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Ohrentaucher durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für den Ohrentaucher auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kommt es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung, Transportbewegungen). Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Ohrentauchern wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Ohrentaucher gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für den Ohrentaucher zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist der Ohrentaucher als fischfressende Art betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine fischfressende Art sind Ohrentaucher nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei nach Fischen und folgen diesen Schwärmen. Aufgrund dieser Mobilität ist ein Meideverhalten hinsichtlich des unmittelbaren Baubereiches zu prognostizieren, ohne dass damit nennenswerte Einschränkungen für die Vögel verbunden sind. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen der Art auftreten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt des Ohrentauchers (vgl. Abbildung 5), so dass zwar vereinzelte Individuen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*

Ohrentaucher konnten im Bereich des Vorhabengebiets „Gennaker“ nur vereinzelt festgestellt werden. Daher ergeben sich vorhabenbedingt keinesfalls Auswirkungen auf die Populationsebene des Ohrentauchers. Da die bau- und betriebsbedingten Störungen (betriebsbedingt: Service-Fahrten) zudem kurzzeitig wirken, sind erhebliche Beeinträchtigungen der Art ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Ohrentauchern, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Die nächstliegenden Brutgebiete (Fortpflanzungsstätten) dieser Art liegen in Schleswig-Holstein (MENDEL et al. 2008) und damit nicht in der Nähe des Vorhabengebietes und werden keinesfalls erreicht. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Ohrentaucher nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Die Bereiche in denen der Ohrentaucher zeitweise mit erhöhter Dichte vorkommt, liegen in der Nähe der Zingster Küste und haben damit einen deutlichen Abstand vom Vorhabengebiet „Gennaker“, sodass vom Vorhaben keine Störwirkungen auf diese Bereiche ausgehen. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten (GELLERMANN et al. 2012). Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Ohrentaucher *(Podiceps auritus)*
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.8 Rothalstaucher

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☒ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. V RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Rothalstaucher besiedeln zur Brutzeit überwiegend flache Gewässer, die häufig eine üppige Unterwasser- und Ufervegetation besitzen, von zahlreichen Invertebraten besiedelt werden und eine Größe ab 0,1 ha aufweisen. Während des Zuges und im Winter halten sich die Vögel vor allem auf tieferen Seen ohne Vegetation und an Meeresküsten auf. Auf See treten Rothalstaucher vorrangig in küstennahen Flachwassergebieten bzw. in küstenfernen Gebieten über Flachwassergründen auf.

Der Rothalstaucher ist ein Kurzstreckenzieher, der häufig auch Streuwanderungen vollzieht. Die Ankunft im Brutgebiet erfolgt ab Ende Februar, der Abzug findet ab Mitte Juni bis Mitte August statt. Da Jungvögel zu dieser Zeit noch keine synchrone Handschwingenmauser durchführen, verbleiben sie oft bis in den Oktober hinein in den Brutgebieten. Bei adulten europäischen Rothalstauchern wird vermutet, dass sie zur Mauser in flache Meeresbuchten der Ostsee wandern (z. B. dänische Küstengewässer und Küstengewässer von M-V). Der Zug vollzieht sich hauptsächlich in der Dämmerung und nachts.

Der Rothalstaucher ist tag- und nachtaktiv. In den Brutgebieten stellen vielfach Wasserinsekten die Hauptbeute dar. Der Fischanteil an der Nahrung ist gering. Bei Untersuchungen der Winternahrung von 25 Rothalstauchern durch MADSEN (1957) aus dem Kattegat und der Beltsee stellten Fische neben Crustaceen, Polychaeten, Mollusken und Insekten den Hauptteil der Nahrung dar. Die Beute wird tauchend oder an der Oberfläche schwimmend mit untertauchtem Kopf verfolgt.

Die Rastbestände des Rothalstauchers [NW-Europa (w)] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 37.000-55.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 500 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Der Rothalstaucher ist Wintergast und Durchzügler auf Nord- und Ostsee sowie in geringer Zahl im Binnenland. Er ist Brutvogel in Nord- und Nordostdeutschland. Die wichtigsten Brutgebiete liegen in Mecklenburg-Vorpommern und in Schleswig-Holstein.

Nach der Brut verlassen Rothalstaucher das Binnenland und suchen ihre Mausergebiete in deutschen Küstengewässern auf. Der Offshore-Rastbestand in Deutschland beträgt im Mittwinter 1.700 Individuen (GERLACH et al. 2019). Zu dieser Jahreszeit hält sich der Großteil der Vögel auf der Ostsee auf.

Im Binnenland überwintern weniger als 100 Individuen. Auf der deutschen Nordsee kommt der Rothalstaucher nur in geringer Anzahl im Winterhalbjahr und ganz vereinzelt im Sommerhalbjahr

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

vor. Im Sommer konnten bisher einzelne Rothalstaucher westlich von Fehmarn sowie in der Pommerschen Bucht beobachtet werden.

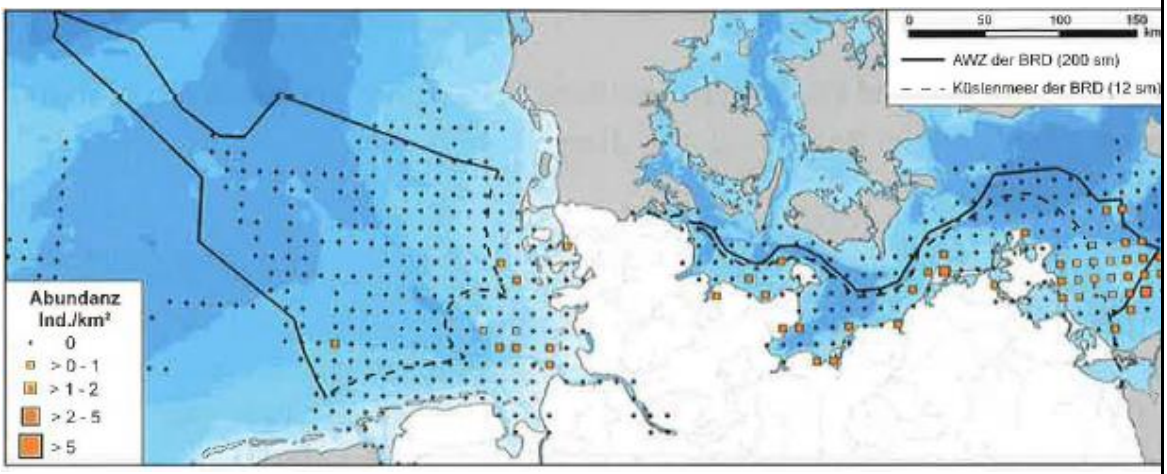


Abbildung 79: Verbreitung des Rothalstauchers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Der Verbreitungsschwerpunkt des Rothalstauchers in der deutschen Ostsee ist die Pommersche Bucht mit der Oderbank. Dort ist die Art im Winter in weiten Teilen des Offshore-Bereichs bis zur 20 m-Tiefenlinie zu beobachten, insbesondere auf der Oderbank und den angrenzenden Gebieten. Ansonsten tritt die Art im Winterhalbjahr vereinzelt entlang der Küste von M-V auf (MENDEL et al. 2008, GARTHE et al. 2008).

Der von der Küste aus sichtbare Rastbestand des Rothalstauchers ist gering. Während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug er 2021/22 ca. 53 Individuen (BIOM 2024).

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden im Fluguntersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ fünf Rothalstaucher festgestellt. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IFAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurde in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 sechs Rothalstaucher im Schiffsuntersuchungsgebiet erfasst die alle im Transektbereich festgestellt wurden. Die maximale monatliche Dichte wurde mit 0,01 Ind./km² festgestellt. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IFAÖ 2025g).

Mit einer maximalen monatlichen Dichte von 0,01 Ind./km² sowie keiner Sichtung im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ kommt dem Untersuchungsgebiet und dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine höchstens geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Rothalstauchern nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Rothalstauchern kommen.

Aufgrund fehlender Vorkommen im Vorhabengebiet „Gennaker“ sind Kollisionen rastender Rothalstaucher mit OWEA nicht zu erwarten. Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist hoch (II.5), bei einem ebenfalls hohen Populations Sensitivitäts-Index (Stufe 3) sowie mittleren naturschutzfachlichen Wert (Stufe 3). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit C.7 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021).

Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z.B. Verlegeschiffen) oder den WEA sind nicht zu erwarten.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Lappentauchern (zu denen auch der Rothalstaucher gehört) zu ca. 97-100 % unterhalb von 10 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Lappentaucher zu 100 % unterhalb von 50 m beobachtet. Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Rothalstaucher zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs.

Die störempfindlichen Lappentaucher (zu der auch der Rothalstaucher gehört), die OWP weitgehend meiden und umfliegen (DIERSCHKE et al. 2016), haben aufgrund dieser Meidung des Gefahrenbereichs und der geringen Flughöhe ein geringes Kollisionsrisiko.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Rothalstaucher weisen gegenüber Schiffsverkehr ein mäßiges bis starkes Fluchtverhalten auf. Einerseits zeigen sie Fluchtreaktionen durch Auffliegen, meist aus geringer Entfernung, andererseits bewegen sie sich häufig auch nur schwimmend von sich nähernden Schiffen weg oder tauchen ab (GARTHE et al. 2004). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Rothalstauchern gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Rothalstauchern nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Bei Rothalstauchern ist von einer weitgehenden Meidung von OWP und ihrem unmittelbaren Umfeld auszugehen (anlagebedingte Störung).

Im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden im Fluguntersuchungsgebiet fünf Rothalstaucher und im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurden sechs Rothalstaucher festgestellt. Die höchste saisonale Dichte des Rothalstauchers, die im Verlauf der Untersuchungen 2012 bis 2016 nach Schiffserfassungen festgestellt wurde, betrug im Frühjahr 2013 und Winter 2013/2014 0,05 Ind./km² (IfAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1 % der biogeografischen Population (500 Individuen) nicht erreicht.

Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich nicht in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts des Rothalstauchers. Durch die größere Entfernung zum nächsten Vorkommensschwerpunkt (z. B. Oderbank) kann die Störung auf Populationsebene des Rothalstauchers ausgeschlossen werden.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population des Rothalstauchers verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Rothalstaucher weisen gegenüber Schiffsverkehr ein mäßiges bis starkes Fluchtverhalten auf. Einerseits zeigen sie Fluchtreaktionen durch Auffliegen, meist aus geringer Entfernung, andererseits bewegen sie sich häufig auch nur schwimmend von sich nähernden Schiffen weg oder tauchen ab (Garthe et al. 2004). Fließbach et al. (2019) geben für den Rothalstaucher Fluchtdistanzen von 221 ± 171 m (Minimal: 80 m, Maximal: 600 m) an. Während des Baubetriebs werden die Rothalstaucher den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Die Vorkommen beschränken sich weitestgehend auf Bereiche mit Wassertiefen < 20 m (IfAÖ 2025g). Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Rothalstaucher durch die Fischerei und den Boots- und

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für den Rothalstaucher auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung, Transportbewegungen) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Rastvögeln wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Der Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand des Rothalstauchers gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für den Rothalstaucher zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist der Rothalstaucher als fischfressende Art betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine fischfressende Art sind Rothalstaucher nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei nach Fischen und folgen diesen Schwärmen. Aufgrund dieser Mobilität ist ein Meideverhalten hinsichtlich des unmittelbaren Baubereiches zu prognostizieren, ohne dass damit nennenswerte Einschränkungen für die Vögel verbunden sind. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen der Art auftreten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt des Rothalstauchers, so dass nur vereinzelte Vorkommen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Rothalstaucher halten sich im Bereich des Vorhabengebiets „Gennaker“ generell nur in geringen Dichten oder als Einzelindividuen auf. Daher ergeben sich vorhabenbedingt keinesfalls Auswirkungen auf die Populationsebene dieser Art. Da die bau- und betriebsbedingten Störungen (betriebsbedingt: Service-Fahrten) zudem nur kurzzeitig wirken, sind erhebliche Beeinträchtigungen der Rothalstaucher ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Rothalstaucher, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Rothalstaucher *(Podiceps grisegena)*

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Die nächstliegenden Brutgebiete (Fortpflanzungsstätten) dieser Art liegen nicht in Deutschland und werden keinesfalls erreicht. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Rothalstaucher nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Demnach sind im Küstenmeer keine geschützten Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu identifizieren (vgl. GELLERMANN et al. 2012). Aufgrund der geringen Abundanz der Rothalstaucher im Vorhabengebiet ist von keiner besonderen Bedeutung als Rastgebiet für die Art auszugehen. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit

☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.9 Kormoran

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. * RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Kormorane brüten i. d. R. in Kolonien. Die beiden in Europa verbreiteten Unterarten bevorzugen unterschiedliche Habitate: Die Vögel der Unterart *carbo* sind vorwiegend Küstenvögel, die meist an Klippen brüten. Kormorane der Unterart *sinensis* sind überwiegend Baumbrüter an Binnenseen, brüten gelegentlich aber auch am Boden. Nahrung suchen Kormorane auf fischreichen Binnengewässern und in küstennahen Meeresgebieten. Küstengewässer werden auch aus 30 km entfernten Kolonien angeflogen.

Der Kormoran ist sowohl Teilzieher als auch ausgeprägter Zugvogel. Der Heimzug setzt Ende Februar ein und dauert bis Mitte April. Die Brutplatzbesetzung und Paarbildung erfolgt ab Ende Februar. Der Wegzug aus dem Brutgebiet beginnt ab Anfang September, vollzieht sich aber v. a. Anfang Oktober bis Ende November. Aus Beringungsprojekten in Ostdeutschland ist bekannt, dass sich im Laufe der Monate Juli und August sowohl diesjährige Jungvögel als auch ältere Kormorane über den gesamten Ostseeraum zerstreuen. Im September setzt eine südwärts gerichtete Zugbewegung ein. Man geht davon aus, dass die Brutvögel NO - Deutschlands im Laufe des Novembers die Region mehr oder weniger vollständig verlassen haben. Kormorane, die im Osten Deutschlands überwintern, stammen überwiegend aus dem nordöstlichen Ostseeraum, der erst in jüngster Zeit besiedelt wurde.

Der Kormoran ist tagaktiv und unternimmt regelmäßig Flüge zu / von Schlafplätzen in der Dämmerung. Er ist ein fischfressender Nahrungsopportunist. Je nach Nahrungsangebot jagt er tauchend entweder in Gruppen oder einzeln. KUBE (2004) fasst zusammen, dass ein Altvogel einen Tagesbedarf von durchschnittlich 250 g Fisch hat. Der Nahrungsbedarf steigt gegen Ende der Jungenaufzucht bei Altvögeln auf maximal 600 g an (KUBE 2004). Im Gegensatz zu Kormoranen der Nordsee, sie sich überwiegend von Plattfischen ernähren, verzehren Individuen der Ostsee überwiegend Hering und Stichling sowie einige andere Süßwasserarten.

Die Rastbestände des Kormorans *(P. c.* sinensis) [N-, Mitteleuropa] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 615.000 Individuen. Der Wert des 1 %-Kriteriums liegt bei 6.200 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern *(*nach MENDEL et al. 2008*)*

Deutschland:

Der Kormoran ist in Deutschland Brutvogel, Durchzügler, Sommer- und Wintergast. Er tritt in allen Landesteilen auf. Entsprechend seiner Ernährungsweise als Fischfresser konzentriert sich die Verbreitung auf die Küsten und entlang der größeren Flüsse und Binnenseen.

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Die Bestandsentwicklung in Deutschland zeigte bis 2008 (ca. 25.000 Brutpaare) eine kontinuierlich steigende Anzahl an Kormoranbrutpaaren (KIECKBUSCH 2012), die allerdings ab 2009 bis 2011 jährlich abnahm (KIECKBUSCH 2012). Im Jahr 2012 wurden insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern wieder höhere Brutbestände registriert, die jedoch in den Folgejahren 2013 und 2014 nicht wieder bestätigt werden konnten (HERRMANN & JUNGE 2013, HERRMANN & WENDT 2014, HERRMANN 2015).

Der Bestand hat sich inzwischen auf einem Niveau von 20.000 –26.500 Brutpaaren stabilisiert. Der Brutbestand im Jahr 2020 betrug 23.800 Paare. Die Bestandsschwankungen folgen weitgehend den Schwankungen in Mecklenburg-Vorpommern. Dieses Bundesland beherbergt nach wie vor ca. 50-60 % des deutschen Kormoran-Brutbestandes (HERRMANN 2024).

In den Sommermonaten halten sich Kormorane sowohl auf der Nordsee als auch auf der Ostsee vor allem im Küstenbereich auf. Schwerpunkte bilden die Gewässer des Greifswalder Boddens und vor Usedom, wo lokal hohe Konzentrationen entstehen. Im Binnenland finden sich große Wintervorkommen im Bereich der Plöner Seenplatte, sowie auf Elbe, Rhein und Weser. Der deutsche Mittwinterbestand des Kormorans wird auf 73.000 Individuen geschätzt (Bezugszeitraum: 2011-2016, GERLACH et al. 2019). Im Gegensatz zur Ostseeküste wird das Wattenmeer im Winter weitestgehend geräumt. Die Rastbestandszahlen für die deutsche Ostsee im Winter liegen bei 10.500 Individuen (Bezugsraum: 2000-2007), was einen Anteil von 1,7% der biogeographischen Population „N-, M-Europa“ der Unterart sinensis ausmacht.

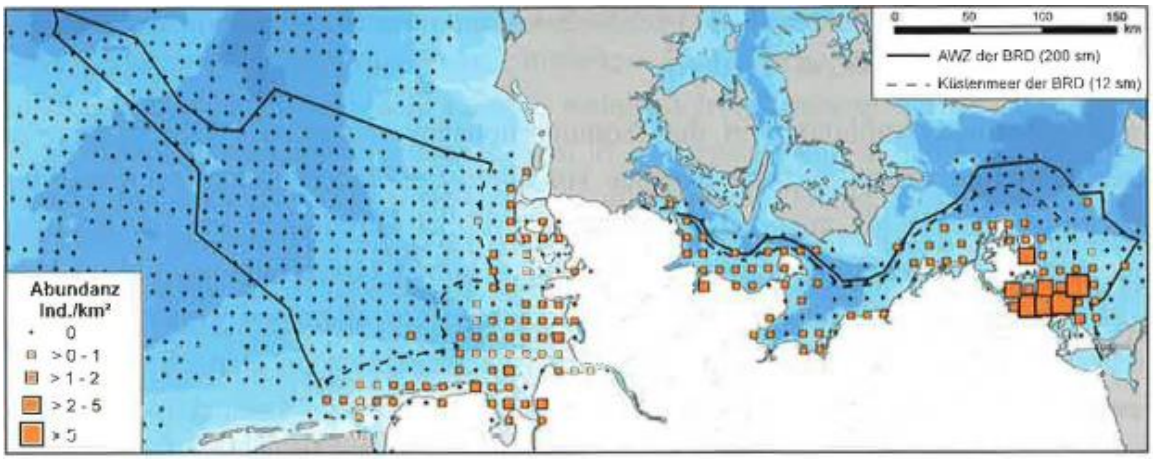


Abbildung 80: Verbreitung des Kormorans auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Mecklenburg-Vorpommern beherbergt ca. 50-60 % des deutschen Kormoran-Brutbestandes (HERRMANN 2024). Im Jahr 2021 waren es 10.740 Brutpaare. Der Brutbestand lag damit deutlich unter dem des Vorjahres 2020 (13.207 BP). Im Winter 2020/21 gab es in der 1. Februarhälfte einen Kälteeinbruch, der zu Vereisungen der Binnen- und Küstengewässer führte. Dem Kälteeinbruch

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

folgte in der zweiten Februarhälfte ein Wärmeeinbruch mit Temperaturen bis zu 15°C. Obwohl die Vereisung nur knapp drei Wochen anhielt, könnte sie für die Abnahme des Brutbestandes ursächlich sein (HERRMANN 2022). Im Jahr 2022 waren es 11.085 Brutpaare in 23 Kolonien (HERRMANN 2023b). Im Jahr 2023 wurden in Mecklenburg-Vorpommern 12.794 Brutpaare (BP) des Kormorans in insgesamt 21 Kolonien erfasst (HERRMANN 2024). Generell kommen Kormorane ganzjährig und insbesondere in Küstennähe auf der deutschen Ostsee vor. Im westlichen Teil liegen die Verbreitungsschwerpunkte unter Anderem in der Mecklenburger Bucht. Die höchsten Konzentrationen befinden sich jedoch im Ostteil der deutschen Ostsee (vgl. Abbildung 80, Abbildung 81).

Kormorane der mitteleuropäischen Unterart *sinensis* haben in den vorpommerschen Boddengewässern einen Schwerpunkt ihrer Brutverbreitung (5-10% der biogeographischen Population). Die Masse dieser Vögel verteilt sich auf zwei Tagesrastplätze: Hiddensee/Bessin bzw. Insel Struck/Insel Ruden/Peenemünder Haken. Am Bessin sind es im Mittel 5.000-7.000 Kormorane (z. B. HELBIG et al. 2001). Am Peenemünder Haken sind es regelmäßig 10.000-20.000 Individuen (SCHIRMEISTER pers. Mitt.).

Kormorane begannen erst seit den 1980er Jahren in M-V zu überwintern. Der Mittwinter-Rastbestand (gezählt am 13./14. Januar) erreichte im Jahr 2020 mit 24.084 Individuen einen neuen Höchstwert (HERRMANN 2021). Der Mittwinter-Rastbestand, gezählt am 15./16. Januar 2022, lag mit 18.394 Individuen niedriger als im Vorjahr (HERRMANN 2023b). Der Mittwinter-Rastbestand, gezählt am 14./15. Januar 2023, war schon im dritten Jahr rückläufig, 15.667 Kormorane wurden gezählt. Der Januar 2023 war mit einem Temperaturmittel von 4,21°C sehr warm, es gab keine Eisbildung (HERRMANN 2024).

Der Abzug der Vögel ins Winterquartier erfolgt im September. Der Winterbestand schwankt in Abhängigkeit von der Eisbedeckung. Wenn die inneren Küstengewässer vereist sind, halten sich kaum Kormorane in M-V auf (WAHL et al. 2003). Im Winter halten sich große Anzahlen auch im Strelasund auf (MENDEL et al. 2008). Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 19.000 Individuen (BIOM 2024).

Seit 2001 brüten alljährlich 6.000-7.000 Brutpaare des Kormorans am Greifswalder Bodden und am Strelasund (STRUNK 2006). Dies entspricht ca. 25% des Deutschen Gesamtbrutbestandes dieser Art (KIECKBUSCH & KNIEF 2006). Das Vorkommen konzentriert sich im Wesentlichen auf die beiden Kolonien bei Niederhof und Peenemünde. Im Jahr 2020 wurden hier 1.558 bzw. 2.958 besetzt Nester gezählt (HERRMANN 2021). Zumindest für die Kormorane der Kolonie bei Peenemünde sind der östliche Greifswalder Bodden und das Gebiet der Boddenrandschwelle die wichtigsten Nahrungsgebiete. Hier fischen Kormorane ganzjährig sowohl einzeln als auch in großen Schwärmen von bis zu 5.000 Individuen (z. B. VON RÖNN 2001). Aufgrund seiner weitgehenden Eisfreiheit ist dieses Gebiet auch im Winter für Kormorane als Nahrungsgebiet von regionaler Bedeutung (z. B. GARTHE 2003a).

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt. Kormorane nutzten besonders die küstennahen Flachwasserbereiche (Abbildung 82). Schwerpunkte lagen östlich von Fehmarn, in der Tromper Wiek und im Bereich der Greifswalder Oie. Auch am Adlergrund wurden Kormorane beobachtet, nicht jedoch auf der Oderbank. Die Kormorane am Adlergrund können die

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Fundamente der nahen Windparks zur Rast nutzen, wohingegen auf der Oderbank passende Rastmöglichkeiten fehlen.

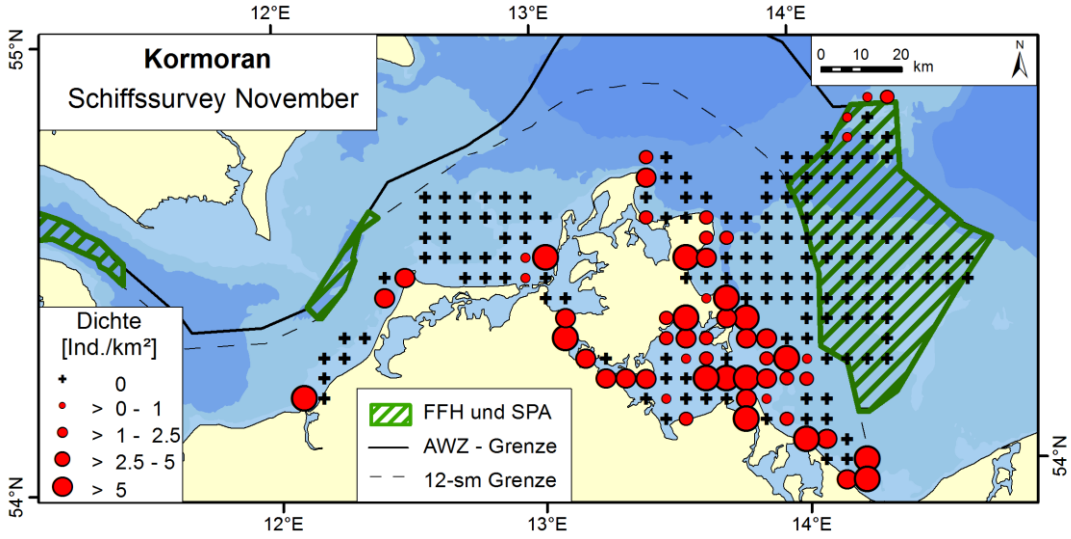


Abbildung 81: Verteilung der Kormorane in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im November 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

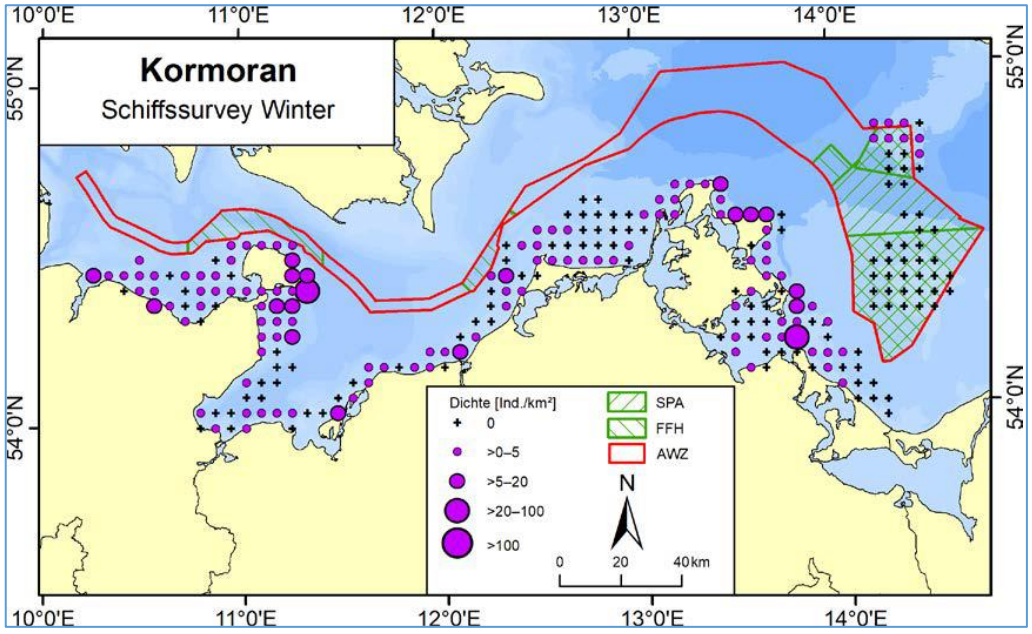


Abbildung 82: Verteilung von Kormoranen in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Vorkommen im Untersuchungsraum
☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden im Fluguntersuchungsgebiet 495 Kormorane festgestellt (IFAÖ 2025g).

Kormorane wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 vor allem im Herbst erfasst. Die höchste Dichte lag hier im September 2023 mit 0,71 Ind./km². Die höchste mittlere saisonale Dichte lag entsprechend mit 0,38 Ind./km² im Herbst 2023. Im Sommer 2024 wurden 0,12 Ind./km² festgestellt, in den anderen Saisons maximal 0,07 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Im Untersuchungsgebiet zeigten Kormorane im Herbst 2023 und Sommer 2024 ein kleines, küstennahes Dichtezentrum nördlich des Darß. Insgesamt war die Verbreitung küstennah, überwiegend innerhalb der Schutzgebiete und wenigen Rasterzellen mit Dichten über 0 Ind./km² im Offshore-Bereich (Abbildung 83). Wie bei den Schiffstransekt-Erfassungen (s.u.) zeigte sich im Frühjahr ein sporadisches Vorkommen (IFAÖ 2025g).

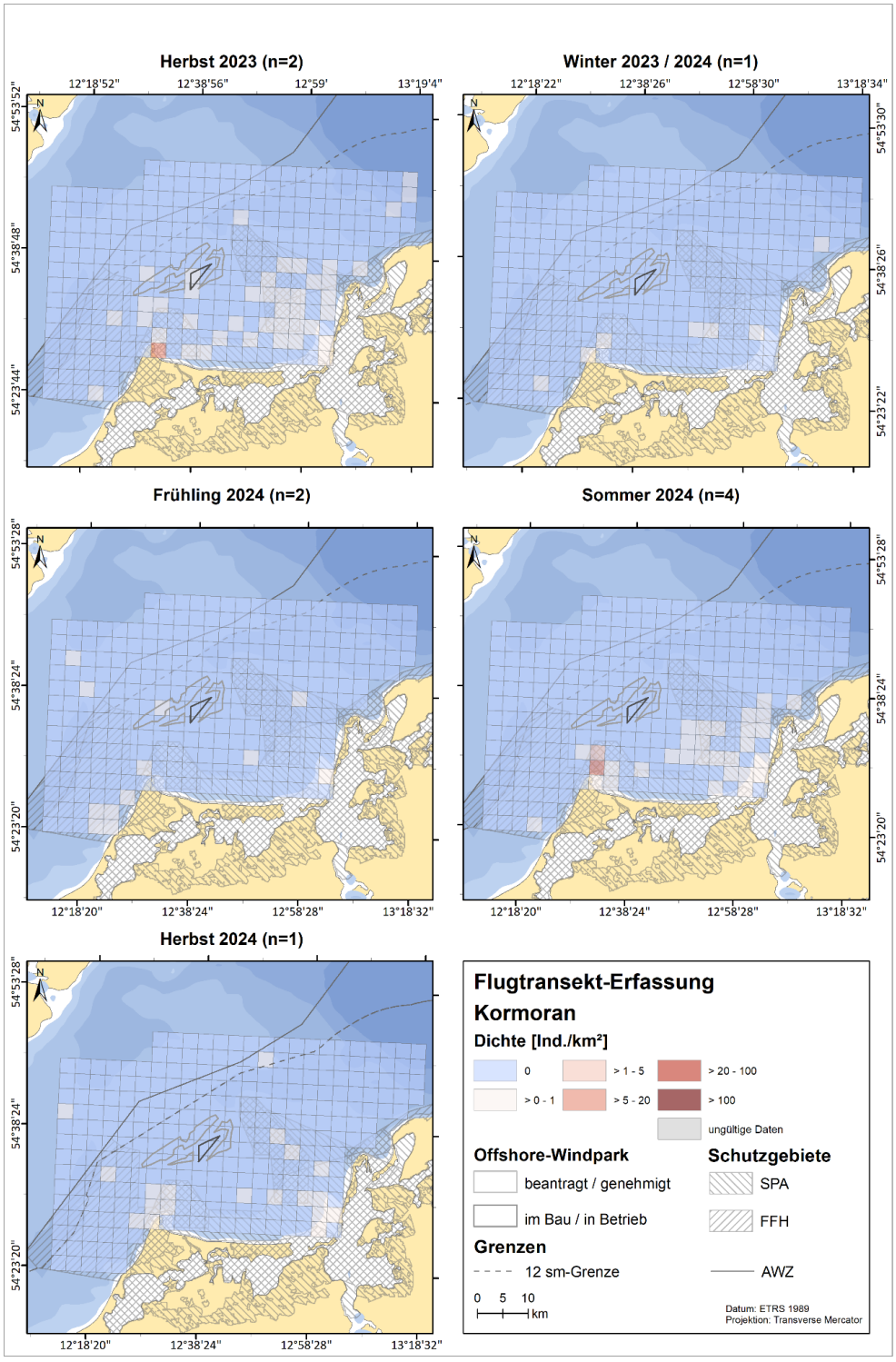


Abbildung 83: Räumliche Verteilung des Kormorans bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Während der Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden zwischen September 2023 und August 2024 insgesamt 1.146 Individuen erfasst, von denen sich 310 im Transektbereich befanden. Die maximale monatliche Dichte wurde mit 0,57 Ind./km² im August 2024 festgestellt, die zweithöchste mit 0,45 Ind./km² im Mai. Die maximale saisonale Dichte wurde mit 0,57 Ind./km² im Sommer 2024 (nur eine Transekterfassung in dieser Saison) erfasst. Außer im Frühjahr 2024 (0,01 Ind./km²) wurden noch saisonale Dichten zwischen 0,19 und 0,23 Ind./km² festgestellt. Die räumliche Verteilung zeigt zur Zeit des stärksten Auftretens, im Winter 2023/2024, eine weite Verteilung ohne Dichtezentren. In den anderen Saisons überwiegt zumeist eine küstennähere Verbreitung, mit großen Anteilen innerhalb der Schutzgebiete (Abbildung 84) (IFAÖ 2025g).

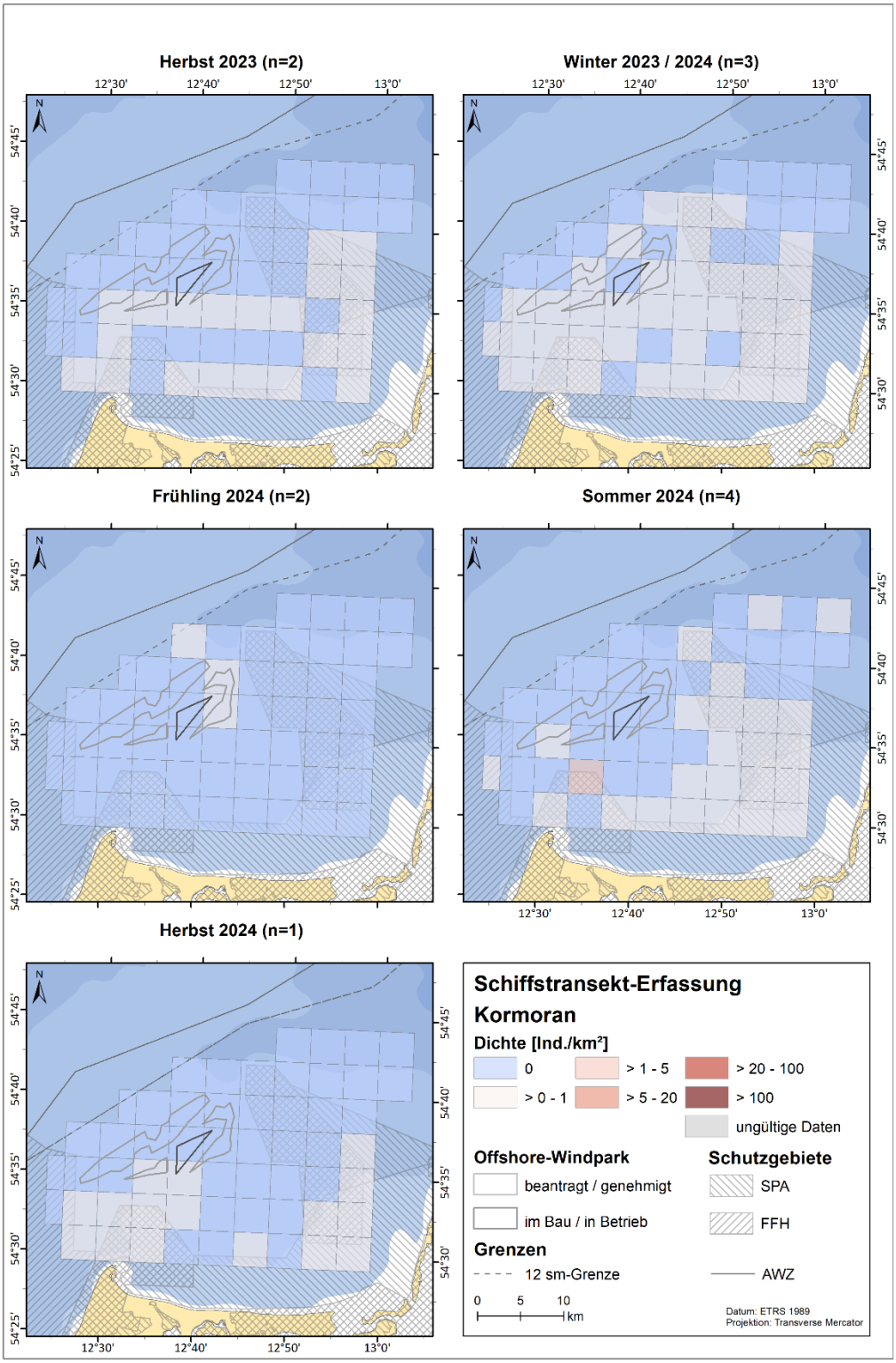


Abbildung 84: Räumliche Verteilung des Kormorans bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g).

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Während des Hauptauftretens wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,73 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium dementsprechend nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Kormoranen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Kormoranen kommen. Der Kormoran gilt während der Flugbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen als sehr empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008). BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den Populations Sensitivitäts-Index mit „hoch“ (Stufe 3) und den naturschutzfachlichen Wert mit „gering“ (Stufe 4) an. Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mit „mittel“ (III.6) und die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA mit „mittel“ (C.7) angegeben. Aufgrund der Seltenheit im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ ist aber für den Kormoran nicht von einer erhöhten Gefährdung durch Vogelschlag auszugehen.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe vom Kormoran zu ca. 45 % unterhalb von 10 m und zu ca. 65 % unterhalb von 50 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Kormorane zu 74,8 % unterhalb von 50 m beobachtet. Kormorane, die nicht mit Fischereifahrzeugen assoziiert sind, fliegen zu einem überwiegenden Anteil unter 50 m Höhe (KRIJGSVELD et al. 2005).

Über die Hälfte der registrierten Kormorane flog in den untersten 5 Metern über Wasser. Zwischen 10 und 20 m Höhe zog knapp ein Fünftel der Individuen. Auf die Höhenbereiche zwischen 5–10 m sowie 20–50 m entfiel jeweils ein Individuenanteil von einem knappen Achtel. Die übrigen Individuen bewegten sich in den Höhenbereichen von 50–100 m bzw. 100–200 m (IFAÖ 2025d).

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Ein Teil der Kormorane zieht damit im Rotorbereich und damit im Gefahrenbereich. Bei Kormoranen waren die tageszeitlichen Auftretensmuster im Vorhabengebiet weniger klar als bei anderen Arten (IfAÖ 2025d). Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie jedoch kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Kormoran-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Kormorane haben eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen, fliegen aber vor Schiffen fast immer auf (GARTHE et al. 2004). Folglich wird das direkte Umfeld des Vorhabengebiets während Bauarbeiten von den Tieren gemieden. Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird vom Kormoran gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*
☐ ja ☒ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Kormoranen nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.
Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG **Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten** ☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population ☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population **Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust** Offshore-Bauwerke wie OWP oder Plattformen üben auf Kormorane eine gewisse Anziehungskraft aus, da sie OWEA und Umspannplattformen z. T. als Rastplätze nutzen, so dass sie nicht in nennenswertem Ausmaß von Habitatverlusten oder Barrierewirkungen betroffen sind (DIERSCHKE et al. 2016). Während des Hauptauftretens wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,73 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei 0,02 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1 % der biogeografischen Population (6.200 Ind.) bei weitem nicht erreicht. Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population des Kormorans verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt. **Störung durch Schiffsverkehr** Kormorane haben eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen, fliegen aber vor Schiffen fast immer auf (GARTHE et al. 2004). FLIEßBACH et al. (2019) geben für den Kormoran Fluchtdistanzen von 258 ± 215 m (Minimal: 30 m, Maximal: 1.500 m) an. Während des Baubetriebs werden die Kormorane den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen. Im Untersuchungsgebiet zeigten Kormorane im Herbst 2023 und Sommer 2024 ein kleines, küstennahes Dichtezentrum nördlich des Darß. Insgesamt war die Verbreitung küstennah, über-

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

wiegend innerhalb der Schutzgebiete und wenigen Rasterzellen mit Dichten über 0 Ind./km² im Offshore-Bereich (IFAÖ 2025g).

Erhebliche Störungen durch Schiffe (Bau- und Betriebsphase) und Bauaktivitäten während der Rastzeit sind wegen der deutlichen Entfernung von Verbreitungsschwerpunkten zum Vorhabengebiet auszuschließen.

Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den vorhabenbedingten Schiffsverkehr führen im worst-case-Fall zu einem vorübergehenden Verlust von nutzbarem Lebensraum. Auf Grund der Vorbelastungen auf die vereinzelt im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ und dessen Umgebung vorkommenden Kormorane durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für den Kormoran auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) vom Kormoran wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand des Kormorans gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für den Kormoran zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch baubedingte Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist der Kormoran als fischfressende Art betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine fischfressende Art sind Kormorane nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei nach Fischen und folgen diesen Schwärmen. Aufgrund ihrer eher mäßigen Empfindlichkeit gegenüber Schiffen sind damit keine nennenswerten Einschränkungen für die Vögel verbunden. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf den Bestand des Kormorans hätten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt des Kormorans, so dass zwar einzelne Individuen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Kormoranen, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten des Kormorans liegen je nach Unterart entweder an Kliffen der Küste oder auf Bäumen an Binnenseen. Die nächstliegenden Brutgebiete (Fortpflanzungsstätten, siehe Bestandsbeschreibung oben) dieser Art liegen nicht in der Nähe des Vorhabengebietes und werden keinesfalls erreicht. Nächstgelegene Brutkolonien des Kormorans zum Vorhaben sind die Insel Beuchel in der Neuendorfer Wiek und der Nonnensee bei Bergen (Rügen) (u.a. HERRMANN 2024). Aufgrund der vergleichsweise großen Entfernung zum Vorhabengebiet ist daher eine Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung durch vorhabenbedingte Wirkungen ausgeschlossen.

Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden.

Kormorane nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets ist kein regelmäßig genutztes Rast- oder Nahrungsgebiet des Kormorans, da dieser hier potenziell nur vereinzelt vorkommt. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Kormoran *(Phalacrocorax carbo)*
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.10 Mittelsäger

Mittelsäger *(Mergus serrator)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. 1 RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Mittelsäger sind in Deutschland seltene Brutvögel bzw. Sommervögel, allerdings regelmäßige Wintergäste, wobei das Vorkommen in Mecklenburg-Vorpommern über 40 % des gesamtdeutschen Bestandes ausmacht. Zur Brut nutzt die Art Biotope entlang verschiedenster Gewässertypen. Hierzu zählen Küsten (auch vorgelagerte Inseln), Flussmündungen, Fließgewässer und Binnengewässer. Außerhalb der Brutzeit bevorzugen sie marine Flachwasserzonen, auf der Ostsee z. B. große, möglichst brandungs- und windgeschützte Förden oder Bodden. In den tieferen Bereichen der Ostsee oder auch in den küstenfernen Flachgründen gibt es dagegen keine nennenswerten Bestände.

Mittelsäger sind sowohl Zugvögel, Teilzieher als auch Standvögel. Der Wegzug in die Winterquartiere beginnt schon ab September. An der Ostsee erfolgt der Hauptdurchzug im Oktober und November. Der Heimzug in die Brutgebiete beginnt im Februar. Die Mauser der Mittelsäger richtet sich nach dem Standort der Brutgebiete und dem Geschlecht. Grundlegend findet aber die Vollmauser von Mitte Mai bis September statt und schließt einen Monat der Flugunfähigkeit zwischen Mitte Juli und September ein.

Mittelsäger sind hauptsächlich tagaktiv. Sie jagen ihre Beute tauchend, häufig in Gruppen. Die Nahrung besteht überwiegend aus verschiedenen kleinen Fischarten. Polychaeten und Crustaceen werden in kleinen Anteilen gefressen.

Die Rastbestände der Mittelsäger (Nord-West-, Zentral-Europa) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 70.000-105.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 860 Individuen bei einem zugrunde gelegten Mittelwert.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Die Vorkommen der Mittelsäger beschränken sich im ganzen Jahresverlauf fast ausschließlich auf die Ostseeküste (Abbildung 85). Besonders in den Wintermonaten liegt der Schwerpunkt der Verbreitung im Raum Rügen und Greifswalder Bodden. Neben der Ostsee gibt es nur geringe Bestände im Binnenland und auf der Nordsee. Der Mittwinter-Rastbestand in Deutschland wird auf 9.500 Individuen geschätzt (GERLACH et al. 2019).

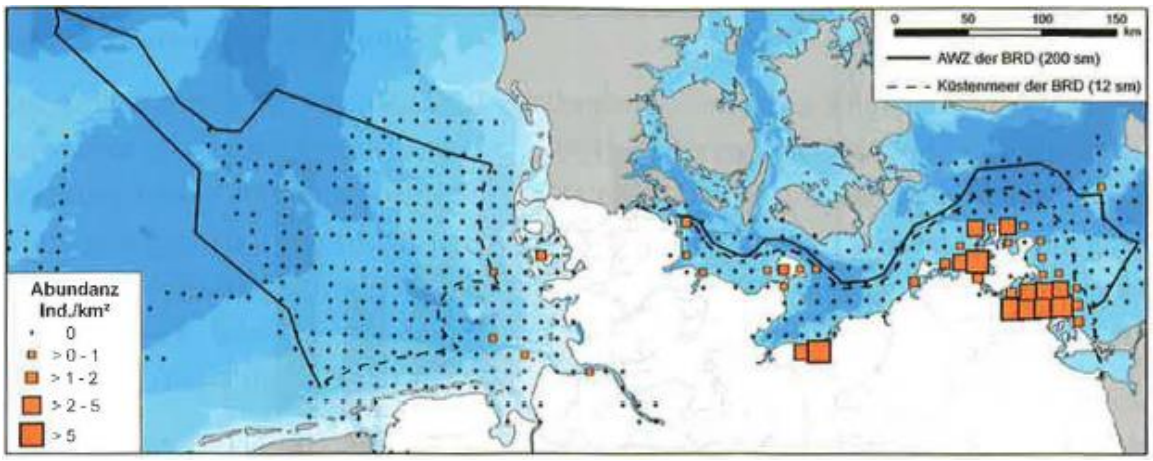


Abbildung 85: **Verbreitung des Mittelsägers auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006**

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Im Winter werden sehr hohe Dichten im Greifswalder Bodden, um Rügen (Abbildung 87, Abbildung 88) und in der Wismarbucht erreicht (BORKENHAGEN et al. 2019). Die äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind in milden Wintern von geringer Bedeutung. Bei Eisbedeckung in den Boddengewässern weichen die Mittelsäger in die äußeren Küstengewässer aus (IFAÖ 2005) und treten dann fast ausschließlich küstennah auf. Schwerpunkträume sind dann der Nationalpark „Vorpommersche Boddenlandschaft“ (z. B. Nordteil Insel Hiddensee), sowie die westliche Pommersche Bucht nördlich der Insel Usedom. In diesen Gebieten können im Dezember/Januar mitunter >1 % der biogeographischen Population angetroffen werden (DURINCK et al. 1994, SCHIRMEISTER pers. Mitt.). GARTHE et al. (2003) schätzen, dass sich unter diesen Bedingungen bis zu 5.500 Individuen in den äußeren Küstengewässern aufhalten. HERRMANN & JUNGE (2013) geben insgesamt für die bedeutenden Brutgebiete innerhalb von Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns eine Brutpaarzahl der Mittelsäger von >46 - 111 zwischen 2001 und 2012 an. Im Jahr 2020 waren es 76 Brutpaare, davon je eines auf den Inseln Tollow, Ruden und Oie im Greifswalder Bodden (HERRMANN et al. 2021).

Der Winterbestand hat im Ergebnis der seit 2011 ausbleibenden Vereisung der inneren Küstengewässer zugenommen (Abbildung 86). In den Folgejahren lagen die Bestände im Januar bei 3.497 Ind. (2017/18, BIOM 2020a), 4.010 Ind. (2018/19, BIOM 2020b), 5.545 Ind. (2019/20, BIOM 2021), 5.940 Ind. (2020/21, BIOM 2022) und 4.821 Ind. (2021/22, BIOM 2024).

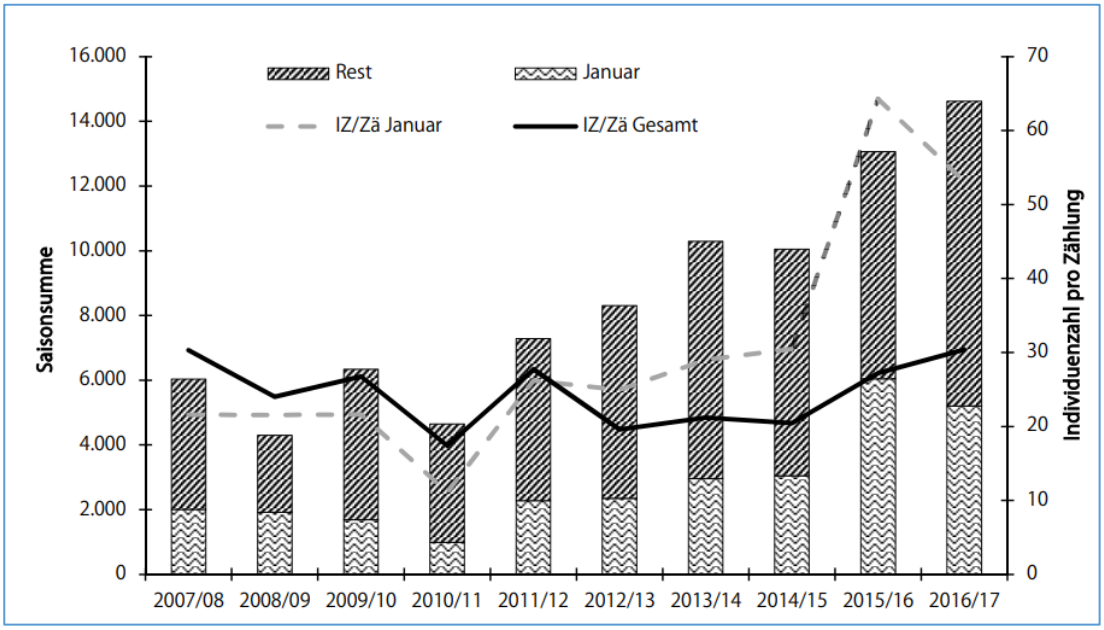


Abbildung 86: Mittelsäger, Saisonsumme (unterteilt in Januar und weitere Monate) in der Region „Küste“ sowie Individuenzahl pro Zählung (Januar und Gesamt) in den vergangenen zehn Zählperioden (LUNG M-V 2019)

Mittelsäger wurden beim BfN-Seevogelmonitoring im November 2018 im Greifswalder Bodden, im Strelasund und vor der Küste Usedoms in großer Zahl beobachtet. Weiter westlich gab es kaum Nachweise (Abbildung 87, BORKENHAGEN et al. 2019).

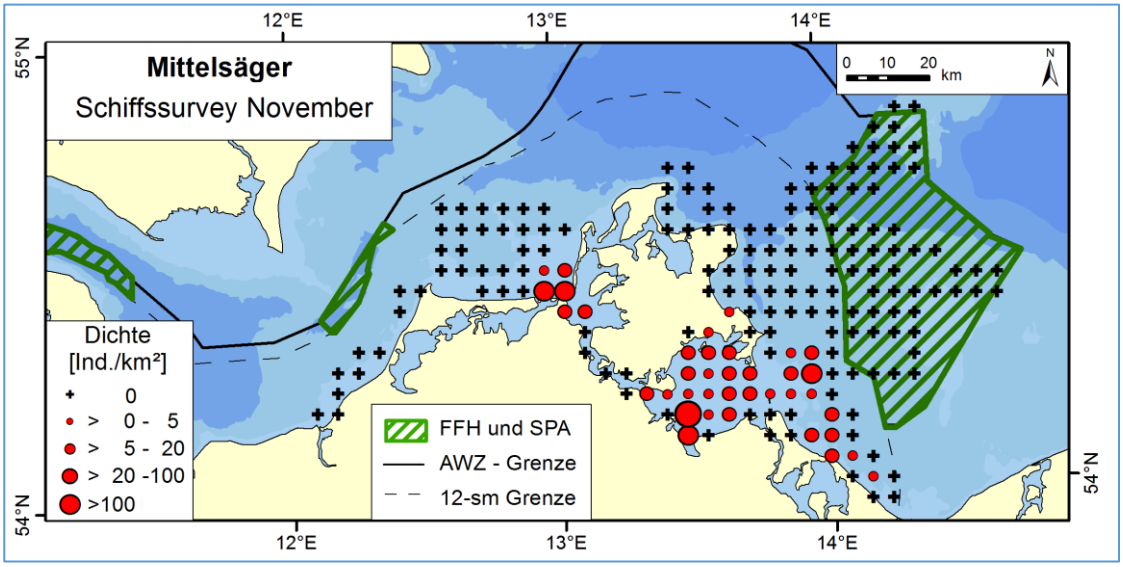


Abbildung 87: Verteilung der Mittelsäger in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen im November 2018, aufgrund des hohen Vorkommens wurden hier die Abundanzkategorien besonders individuenreicher Arten angewendet, um räumliche Unterschiede in der Verteilung darstellen zu können (BORKENHAGEN et al. 2019)

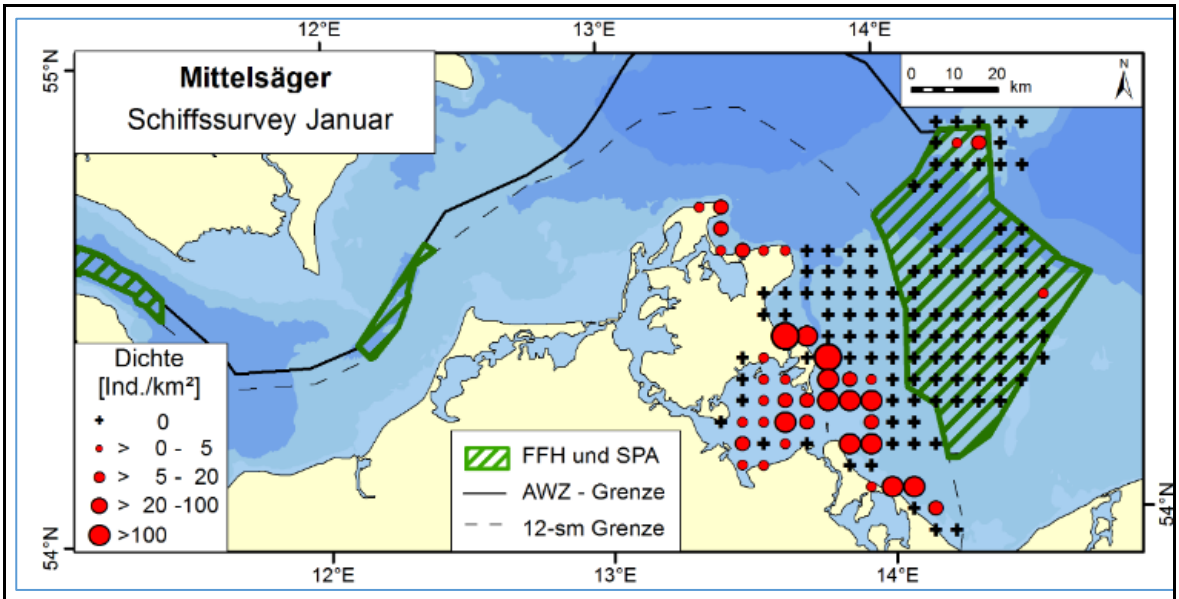


Abbildung 88: Vorkommen des Mittelsägers östlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im Januar 2018 (BORKENHAGEN et al. 2019)

Vom 14.01.2021 bis zum 23.01.2021 wurde eine schiffsgestützte Seevogelerfassung in der deutschen Ostsee als Chartersurvey mit der „Skoven“ durchgeführt (BORKENHAGEN et al. 2022). Mittelsäger traten in fast allen Bereichen mit geringer Wassertiefe auf, Schwerpunkte lagen bei Fehmarn, nordöstlich von Poel, im Bereich Darß/Zingst/Hiddensee sowie im Großraum Greifswalder Oie (Abbildung 89).

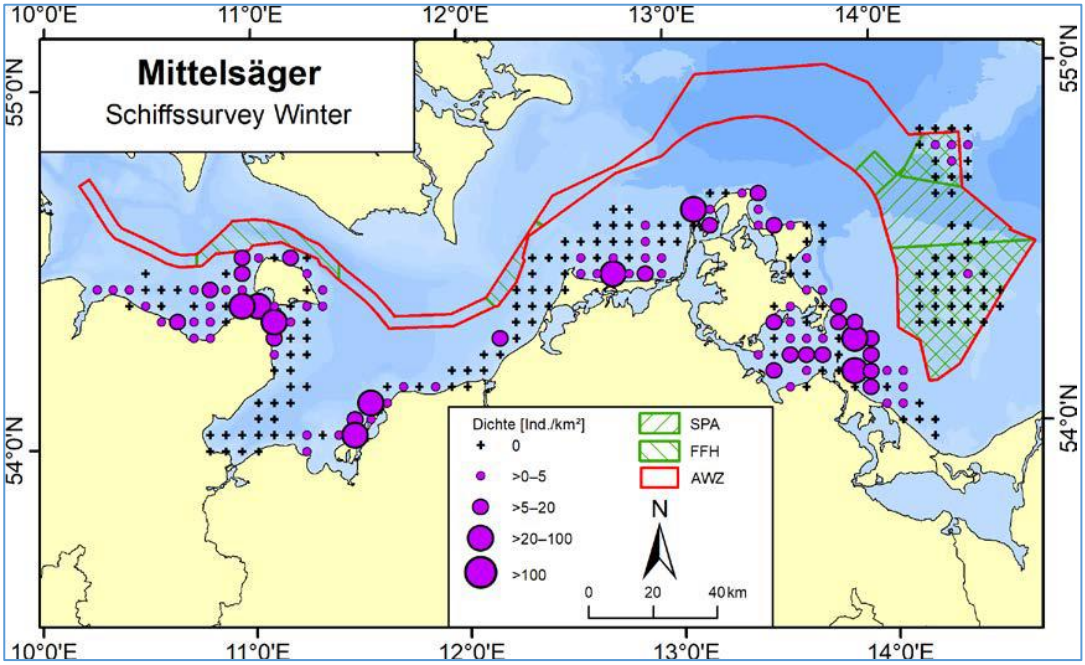


Abbildung 89: Verteilung von Mittelsägern in der deutschen Ostsee im Winter (14.01.–23.01.2021) (BORKENHAGEN et al. 2022)

Mittelsäger *(Mergus serrator)*

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 141 Mittelsäger festgestellt (IFAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurden in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 110 Mittelsäger im Schiffsuntersuchungsgebiet davon 47 im Transektbereich festgestellt. Das Aufkommen ist sporadisch, weswegen auf eine weitere Analyse verzichtet wird (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird der Wert des 1 %-Kriteriums nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Mittelsägern nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Mittelsägern kommen. Mittelsäger führen vermutlich Austauschbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen durch und sind dann empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen in Form von technischen Bauwerken, wie z. B OWEA (MENDEL et al. 2008).

Aufgrund fehlender Vorkommen im Vorhabengebiet „Gennaker“ sind Kollisionen rastender Mittelsäger mit WEA nicht zu erwarten. Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem hohen Populations-Sensitivitäts-Index (Stufe 4) sowie mittleren naturschutzfachlichen Wert (Stufe 3). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit C.9 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021).

Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z.B. Verlegeschiffen) oder den OWEA sind nicht zu erwarten.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Sägern (zu denen auch der Mittelsäger gehört) zu ca. 70 - 80 % unterhalb von 10 m und zu ca. 90 - 98 % unterhalb von 50 m. Bei einer

Mittelsäger *(Mergus serrator)*

Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Mittelsäger zu 94,9 % unterhalb von 50 m beobachtet.

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Mittelsäger zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Mittelsäger-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Mittelsäger besitzen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen und fliegen in der Regel vor fahrenden Schiffen auf (GARTHE et al. 2004). Folglich wird das direkte Umfeld des Vorhabengebietes während Bauarbeiten von den Tieren gemieden. Da die Schiffe, die an Bau, Wartung oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird vom Mittelsäger gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

Mittelsäger *(Mergus serrator)*
☐ ja ☒ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Mittelsägern nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.
Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG **Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten** ☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population ☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population **Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust** Offshore-Windparks können aufgrund ihrer Scheuchwirkung sowie durch zusätzliches Schiffsaufkommen zum Habitatverlust führen (MENDEL et al. 2008). Bei den Flugtransekt- und Schiffstransekt-Erfassungen wurden nur wenige Mittelsäger im Bereich des OWP “Gennaker” festgestellt (IFAÖ 2025g). Daraus wird gefolgert, dass eine erhebliche Störung, welche die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zur Folge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, auszuschließen ist, da der Wert von 1 % der biogeographischen Population nicht erreicht wird. Das Vorhaben „Gennaker“ befindet sich nicht in der Nähe eines Vorkommensschwerpunkts des Mittelsägers. Durch die große Entfernung zum nächsten Vorkommensschwerpunkt (z. B. Westrügensche Bodden, Greifswalder Bodden) kann die Störung auf Populationsebene des Mittelsägers ausgeschlossen werden. **Störung durch Schiffsverkehr** Mittelsäger besitzen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen und fliegen in der Regel vor fahrenden Schiffen auf (GARTHE et al. 2004). Angaben zu Fluchtdistanzen liegen für den Mittelsäger bei rund 1.200 m (FLIEßBACH et al. 2019). Sie gehen von einer Fluchtdistanz bei Einzeltieren von 1.178 ± 617 m (maximal 2.000 m) aus. Vergrämungen sind daher wahrscheinlich. Besonders sensibel ist die Phase der Vollmauser von Juli bis September. Während dieser Zeit sind die Vögel etwa einen Monat lang flugunfähig und daher besonders anfällig gegenüber Störungen (MENDEL et al. 2008). Während des Baubetriebs werden die Mittelsäger den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. Die baubedingten Störwirkungen sind sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit

Mittelsäger *(Mergus serrator)*

kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Die rastenden Mittelsäger hielten sich ausschließlich in den Flachwasserzonen des Untersuchungsgebietes auf und blieben somit in großem Abstand zum Vorhabengebiet und der Pufferzone. Erhebliche Störungen durch Schiffe und Bauaktivitäten während der Rastzeit sind wegen der deutlichen Entfernung der Verbreitungsgebiete zum Vorhabengebiet auszuschließen. Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt.

Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen auf die vereinzelt im Umfeld des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Mittelsäger durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für den Mittelsäger auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) vom Mittelsäger wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand des Mittelsägers gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für den Mittelsäger zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch baubedingte Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon ist der Mittelsäger als fischfressende Art betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine fischfressende Art sind Mittelsäger nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei nach Fischen und folgen diesen Schwärmen. Aufgrund ihrer eher mäßigen Empfindlichkeit gegenüber Schiffen sind damit keine nennenswerten Einschränkungen für die Vögel verbunden. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen der Art auftreten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt des Mittelsägers, so

Mittelsäger *(Mergus serrator)*

dass zwar einzelne Individuen, aber keine hohen Dichten zu erwarten sind. Folglich ist eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Mittelsägern, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten?

☒ ja ☐ nein

Fortpflanzungsstätten des Mittelsägers, der in Deutschland als seltener Brutvogel (MENDEL et al. 2008) gilt, liegen nicht im Einzugsbereich des Vorhabens. Die wichtigsten Brutplätze befinden sich in der Wismarbucht (NSG Insel Langenwerder, NSG Insel Walfisch, NSG Kieler Ort, Salzgrasländern an der Wismarbucht (umfasst die Gebiete: Härwische bei Hohen Wieschendorf, in Rieten bei Zierow-Fliemstorf, NSG Fauler See – Rustwerder/Poel, Hellbachmündung)) sowie an den Boddengewässern von Westrügen und Hiddensee (Liebitz, Beuchel), auf dem Kirr, der Barther Oie sowie der Insel Tollow und Schoritzer Wiek, am Peenemünder Haken und der Insel Ruden und der Greifwalder Oie (VÖKLER 2014, HERRMANN 2023a). Aufgrund der ausreichend großen Entfernung zum Vorhabengebiet ist eine Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung durch vorhabenbedingte Wirkungen ausgeschlossen.

Mittelsäger nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets ist darüber hinaus kein regelmäßig genutztes Rastgebiet des Mittelsägers, da dieser hier potenziell nur vereinzelt vorkommt. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Mittelsäger *(Mergus serrator)*
Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.11 Alkenvögel

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Schutzstatus	Gefährdungsstatus
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. 1 RL Deutschland - (Gryllteiste) Kat. * RL Deutschland - (Trottellumme, Tordalk)

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008**)**

Tordalken sind Meeresvögel, die sich ganzjährig in Küstengewässern aufhalten und an steilen Klippen felsiger Küstengebiete und auf Offshore-Inseln in den borealen bis subarktischen Zonen auf beiden Seiten des Atlantiks in Kolonien brüten. Ihr Brutgebiet reicht von der Nordküste Ostkanadas, Neuenglands und West-Grönlands bis nach Nordwest-Frankreich und bis zur Nord- und Ostsee (MENDEL et al. 2008).

Bei den Tordalken unterscheidet man zwei Unterarten: *A. t. torda* (brütet in der Arktis, an der Ostsee und Weißem Meer) und *A. t. islandica* (brütet von Island über die Färöer-Inseln bis nach W-Europa). Die Unterart *A. t. islandica* gilt in Mitteleuropa als lokaler Brut- und Sommervogel. *A. t. torda* kommt dagegen aus Nord-Fennoskandien und Nord-Russland als Wintergast vornehmlich an die Ostseeküste. Tordalken sind Verfolgungsjäger, die ihre Beute in Tiefen zwischen 6 bis 24 m erjagen. Die maximal beobachtete Tauchtiefe lag bei 43 m. Tordalken sind Verfolgungsjäger, die ihre Beute in Tiefen zwischen 6 bis 24 m erjagen. Die maximal beobachtete Tauchtiefe lag bei 43 m. Die Nahrung des Tordalks besteht überwiegend aus kleinen pelagischen Schwarmfischen. Über den Aktionsradius im Umkreis der Brutkolonien ist nur wenig bekannt, bei einer Untersuchung in Schottland suchten Tordalke bei der Nahrungssuche bevorzugt Gebiete auf, die mehr als 10 km vom Brutgebiet entfernt lagen (MENDEL et al. 2008). Außerhalb der Brutzeit halten sich Tordalke ganzjährig auf dem Meer im Bereich des Kontinentalschelfs auf. Sie sind tag- und dämmerungsaktiv. Tordalken sind schlechte Flieger mit geringen Manövrierfähigkeiten und fliegen meist dicht über der Meeresoberfläche. Die nächtlichen Flugaktivitäten sind sehr gering (MENDEL et al. 2008).

Die Sommer- und Herbstbestände des Tordalkes sind in der Ostsee deutlich geringer als die Winterbestände. Im Februar/ März verlassen die Tordalke die Überwinterungsgebiete und ziehen in die nördlichen Brutgebiete. Brutvögel südlich gelegener Brutgebiete überwintern hingegen häufig in der Nähe ihrer Kolonien. Ab Juli/ August verlassen die in Kürze mausernden adulten Vögel, die zu dieser Zeit sehr empfindlich sind, zusammen mit ihren auch noch flugunfähigen Küken die Kolonie, bevor sie in die Überwinterungsgebiete ziehen.

Die Rastbestände des Tordalks (NO-Amerika, Grönland bis Ostsee und Weißes Meer) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 187.000 - 207.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 2.000 Individuen.

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Gryllteisten brüten meist unmittelbar an der Küste auf Felsen, Kies- und Sandinseln und an niedrigen Klippen. Zur Nahrungssuche begeben sie sich sowohl in küstennahe Seichtgewässergebiete als auch in entfernt gelegene Gebiete am Packeisrand oder an Eisbergen. Im Winter kommen Gryllteisten im Vergleich zu anderen Alken meist sehr küstennah oder auf Flachgründen vor. Sie halten sich oft in der Nähe der Brutgebiete auf, sofern es dort eisfreie Meeresbereiche gibt.

Gryllteisten überwintern häufig in der Nähe ihrer Brutgebiete und zeigen weniger Zugbewegungen als die übrigen paläarktischen Alkenarten. Die Ankunft am Brutplatz ist meist Anfang März, aber auch bis Anfang Juni. Wie bei Trottellumme und Tordalk verlassen die Jungen die Kolonie vor Erreichen der Flugfähigkeit und beginnen ihre Streuwanderung schwimmend. Die Ostsee-Brutvögel überwintern in geringer Zahl auf der westlichen und südlichen Ostsee (dänische Inseln, Deutschland, Polen). Meist haben sie diese Gebiete im Dezember / Januar erreicht, und verbleiben dort, bis sie im April / Mai an ihre Brutplätze zurückkehren. Die sensible Zeit der Vollmauser, in der adulte Gryllteisten flugunfähig sind, liegt zwischen Mitte August und Mitte Oktober. In dieser Zeit sind die Vögel 4-5 Wochen flugunfähig. Gryllteisten sind hauptsächlich tagaktiv. Sie tauchen meist im Flachwasser dicht über dem Meeresgrund nach Nahrung. Diese besteht vor allem zur Brutzeit fast ausnahmslos aus Fisch. Im Winter und Frühjahr werden auch Wirbellose in nennenswerten Anteilen gefressen. Hier sind Crustaceen die wichtigste Gruppe, daneben aber auch Muscheln, Schnecken und Borstenwürmer.

Die Rastbestände der Gryllteiste (Ostsee) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 46.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 460 Individuen.

Trottellummen sind Brutvögel auf Helgoland, darüber hinaus sind sie Durchzügler sowie Sommer- und Wintergast auf der Nord- und Ostsee. Trottellummen brüten auf flachen Inseln und an steilen Klippen in den borealen und arktischen Regionen des Nordatlantiks und des Pazifiks. Es können fünf Unterarten unterschieden werden. In der Nordsee brütet aber nur eine Unterart. *U. a. albionis* brütet von Südwest-Schottland über Irland bis zur Bretagne und in Deutschland auf Helgoland (etwa 2.000 bis 3.000 Brutpaare). In der Nordsee ist diese Unterart meist ganzjährig anzutreffen (MENDEL et al. 2008). Im Ostseegebiet liegen die Verbreitungsschwerpunkte östlich von Rügen, außerdem befindet sich vor der Insel Hiddensee ein weiteres kleines Vorkommen.

Trottellummen erjagen ihre Beute durch Verfolgungstauchen wobei Maximaltiefen von 100 m erreicht werden können, durchschnittlich aber werden Tauchtiefen zwischen 20-50 m erreicht (GASTON & JONES 1998). Die Nahrung der Trottellummen besteht überwiegend aus pelagischen Schwarmfischen sowie geringen Mengen Wirbelloser (MENDEL et al. 2008). Trottellummen sind ausgeprägte Meeresvögel, die nur zur Fortpflanzung an Land kommen. Trottellummen brüten in großen Kolonien, der Aktionsradius zur Jungenaufzucht um die Brutkolonie beträgt auf Helgoland etwa 20-25 km, der Großteil der Vögel bleibt allerdings in direkter Nähe der Insel (DIERSCHKE et al. 2004). Trottellummen sind tag- und dämmerungsaktiv und sind schlechte Flieger mit einer geringen Manövrierfähigkeit. In der Regel fliegen sie flach über der Meeresoberfläche (MENDEL et al. 2008).

Trottellummen sind Kurzstreckenzieher, führen dabei aber eher Streuungswanderungen durch als ausgeprägte Zugbewegungen. Die Altvögel halten sich meist ganzjährig in Gewässern in der Nähe

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

der Brutkolonien auf. Im Winter wird der Aufenthalt auf dem offenen Meer durch vereinzelte Koloniebesuche unterbrochen, die der Brutplatzsicherung und der Paarbindung dienen. Jüngere Vögel, vor allem die Einjährigen verteilen sich dagegen z. T. über weite Entfernungen in den Meeren (MENDEL et al. 2008).

Die Rastbestände der Trottellumme (Island, Färöer. Schottland, Südnorwegen, Ostsee/NO-Atlantik) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 6.000.000 – 8.155.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 69.000 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)
Deutschland:

Der Rastbestand des Tordalks in Deutschland beträgt 20.000 Individuen (GERLACH et al. 2019). Der Tordalk brütet in Deutschland nur auf Helgoland (Unterart *islandica*), im Jahr 2009 betrug die Anzahl der Brutpaare dort 16 Paaren (HÜPPOP 2010). Darüber hinaus sind Tordalke Durchzügler sowie Wintergäste auf Nord- und Ostsee (beide Unterarten, Abbildung 90). Im Sommer und Herbst sind nur einzelne Tordalke in der Nordsee anzutreffen, hauptsächlich im Bereich von Helgoland und im küstenfernen Offshore-Bereich. Nachdem die atlantischen Tordalken die Mauser (Juni – September) abgeschlossen haben, überqueren viele Vögel die Nordsee aus Richtung Schottland um ihre Überwinterungsgebiete im Skagerrak und Kattegat zu erreichen. Weitere wichtige Überwinterungsgebiete befinden sich in der südlichen Nordsee und im Englischen Kanal. Das Hauptvorkommen ist in der Nordsee in den Wintermonaten zu beobachten, mit Häufungen westlich von Sylt sowie um Helgoland. Im zentralen und nördlichen Offshore-Bereich befinden sich dagegen nur verstreut geringe bis mittlere Dichten der Tordalke.
Tordalken kommen v. a. im Winter auf der deutschen Ostsee vor.

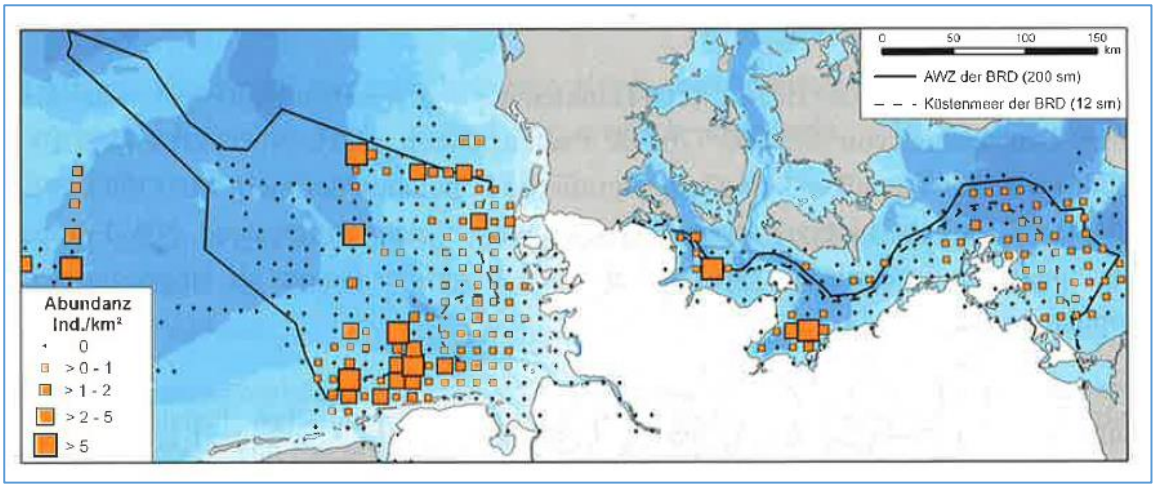


Abbildung 90: Verbreitung des Tordalks auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. 2008 - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Der Rastbestand der Gryllteiste in Deutschland beträgt 190 Ind. (GERLACH et al. 2019). Gryllteisten besitzen in Deutschland den Status als Wintergast und seltener Sommergast. Sie halten sich während des Durchzuges und im Winter regelmäßig auf der deutschen Ostsee und seltener auf der deutschen Nordsee auf. Auf Helgoland können alljährlich einzelne Gryllteisten beobachtet werden (Abbildung 91).

Der Rastbestand von Gryllteisten auf der deutschen Ostsee betrug zwischen 2000 und 2007 im Winter 700, im Frühjahr 400, im Sommer 11-50 und im Herbst 260 Individuen. Neben dem Hauptvorkommen im Bereich des Adlergrundes östlich von Rügen gibt es im Herbst und Frühjahr kleine Vorkommen im Bereich der Nordspitze Rügens und Hiddensees sowie auf der westlichen Ostsee (z. B. Sagasbank, Darß). Trotz der relativ geringen Dichten ist das Vorkommen der Gryllteiste in der Ostsee als international bedeutsam einzustufen (GARTHE 2003b).

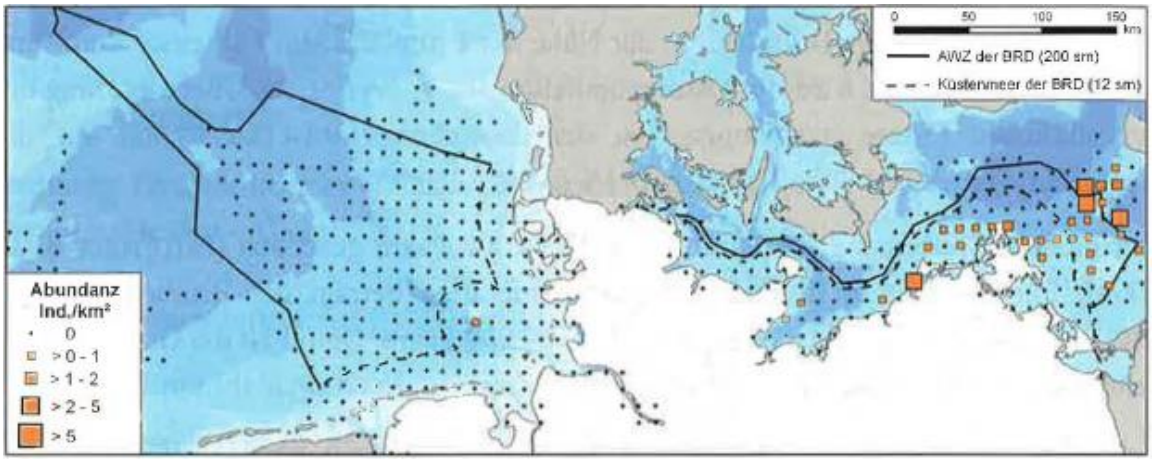


Abbildung 91: Verbreitung der Gryllteiste auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Der Brutbestand der Trottellumme in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 2.811 Paare (GERLACH et al. 2019). Trottellummen sind Meeresvögel und halten sich ganzjährig auf der deutschen Nordsee auf. Im Winter sind sie auf der gesamten deutschen Nordsee anzutreffen. Im Sommer kommen sie gehäuft im Umkreis der Brutkolonie Helgoland vor. Dabei ist die Dichte der Vögel in unmittelbarer Umgebung der Insel sehr hoch, auch in einer Entfernung von bis zu 30 km von der Insel trifft man die Vögel noch in mittlerer bis niedriger Dichte an. In den übrigen Bereichen werden Trottellummen verstreut und in geringerer Anzahl beobachtet (MENDEL et al. 2008, Abbildung 92). Im Herbst werden hohe Konzentrationen von Trottellummen im Offshore-Bereich mit Wassertiefen zwischen 40-50 m angetroffen. Im übrigen Nordseegebiet trifft man sie in geringen Dichten an, mit einer Häufung der Beobachtungen um Helgoland, das als Brutkolonie von den Vögeln auch im Winter zu Zwecken der Brutplatzsicherung und Partnerbindung aufgesucht wird. Im Winter ist die Anzahl der Trottellummen im deutschen Nordseegebiet am höchsten und die Vögel sind nahezu im gesamten Gebiet verbreitet, insbesondere aber innerhalb des 20 m Tiefenbereiches vor den Ostfriesischen Inseln sowie im Umkreis von Helgoland. Im Frühjahr haben viele Vögel das Gebiet

Sammelsteckbrief Alkenvögel - Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

bereits wieder in Richtung ihrer Brutkolonien verlassen. Im Bereich der deutschen Nordsee und insbesondere im Küstenbereich sind dann nur noch vereinzelt Individuen anzutreffen. Höhere Konzentrationen findet man nur noch im Offshore-Bereich sowie um Helgoland, wo im April die Brutzeit beginnt. Der mittlere Rastbestand im Winter für Deutschland beträgt 31.000 Ind. (GERLACH et al. 2019).

Trottellummen brüten in der deutschen Nordsee ausschließlich auf Helgoland mit 2.811 Brutpaaren (2011-2016, GERLACH et al. 2019). Zur Brutzeit findet eine Konzentration um die Brutplätze herum statt. So geben TASKER et al. (1987) und JONES et al. (2002) nach Untersuchungen an britischen Brutplätzen auf Inseln für Trottellummen und die nah verwandten Dickschnabellumme *(Uria lomvia)* zur Brutzeit Entfernungen bis 10 km für die Nahrungssuche bei Tage und etwas größere Entfernungen bei Nacht an. Der größte Teil der nordostatlantischen Brutpopulation konzentriert sich in den Gewässern nordöstlich Großbritanniens. Innerhalb der Deutschen Bucht kommen Trottellummen ganzjährig vor. Den größten Bestand erreichen sie im Frühjahr, den geringsten im Sommer.

In der Ostsee kommen Trottellummen im Frühjahr, Sommer und Herbst in geringer Anzahl verstreut in der Pommerschen Bucht vor. Die höchsten Anzahlen erreichen sie im Winter. Ihr Verbreitungsschwerpunkt befindet sich in den Offshore-Bereichen der Pommerschen Bucht, insbesondere in den tieferen Gewässern zwischen Oderbank und Adlergrund und nordwestlich des Adlergrundes. Des Weiteren befindet sich vor Hiddensee ein kleineres Vorkommen. Auch in der Kieler und Mecklenburger Bucht und entlang der Küste Rügens halten sich im Winter einzelne Trottellummen auf (MENDEL et al. 2008). Trottellummen kommen ganzjährig am Adlergrund vor. In dieses Seegebiet wandern Trottellummen aus der Kolonie Græsholm (NE von Bornholm) mit ihren nichtflüggen Jungen nach dem Lummensprung Ende Juni/Anfang Juli (IfAÖ eigene Beob.).

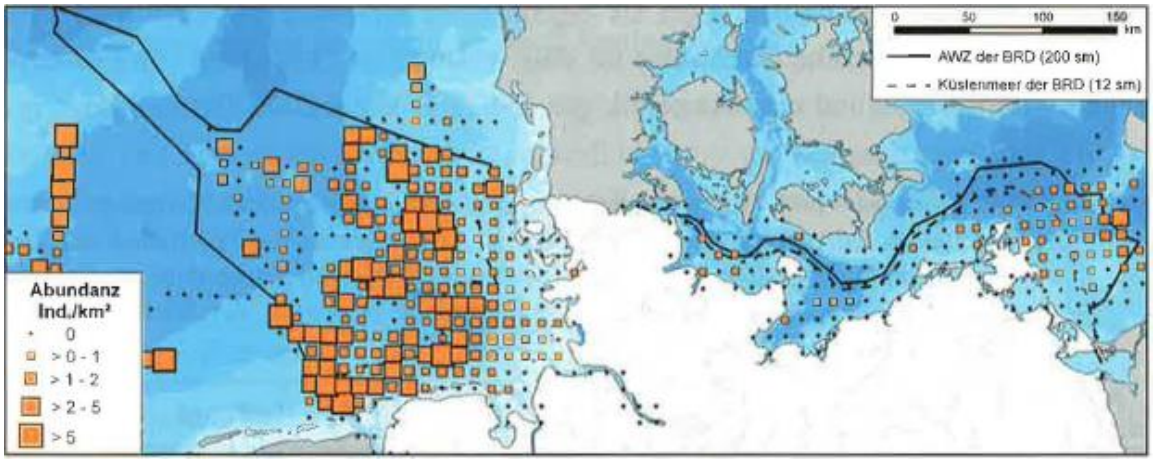


Abbildung 92: Verbreitung der Trottellumme auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 - 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Grylleiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Das Vorkommen von Tordalken beschränkt sich in der westlichen Ostsee weitgehend auf die Arkonasee (KLEIN et al. 2004). Die höchsten Dichten wurden im Bereich der Hanglagen des Arkonabeckens registriert. Östlich von Rügen erscheinen die ersten Tordalken im September. Westlich von Rügen treffen die Vögel etwas später ein. Der Zuzug hält bis Februar an und ist vermutlich eine Funktion der Eisverhältnisse in der östlichen Ostsee. Im März/April erfolgt der Abzug in die Brutgebiete. Weiter westlich überwinternde Individuen ziehen im Mai ostwärts (DIERSCHKE & HELBIG 1997, IfAÖ Beobachtungen am Darßer Ort). Bei den Wintergästen in der Arkonasee handelt es sich um Brutvögel aus der Ostsee und dem Kattegat (Ringfunde der Beringungszentrale Hiddensee) (IFAÖ 2005). In der Mecklenburger Bucht sind Tordalken selten (vgl. BRÄGER 1995, IfAÖ eigene Beob.). Die Tiere halten sich in geringen bis mittleren Dichten in weiten Teilen des Küsten- und Offshore-Bereichs der Pommerschen Bucht und weiter westwärts bis Zingst auf (Abbildung 94). Größere Anzahlen halten sich auch in der Mecklenburger Bucht auf, kleinere Vorkommen gibt es in der Kieler Bucht (Abbildung 93). Zum Frühjahr hin verringert sich die Anzahl stark und es halten sich nur verstreute, kleinere Vorkommen in den östlichen Gebieten auf. Im Sommer und Herbst gibt es nur vereinzelte Nachweise auf der deutschen Ostsee.

Der Rastbestand des Tordalks während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. sieben Individuen (BIOM 2024). Da der Tordalk seinen Verbreitungsschwerpunkt während der Rast weiter offshore in der Arkonasee haben, war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

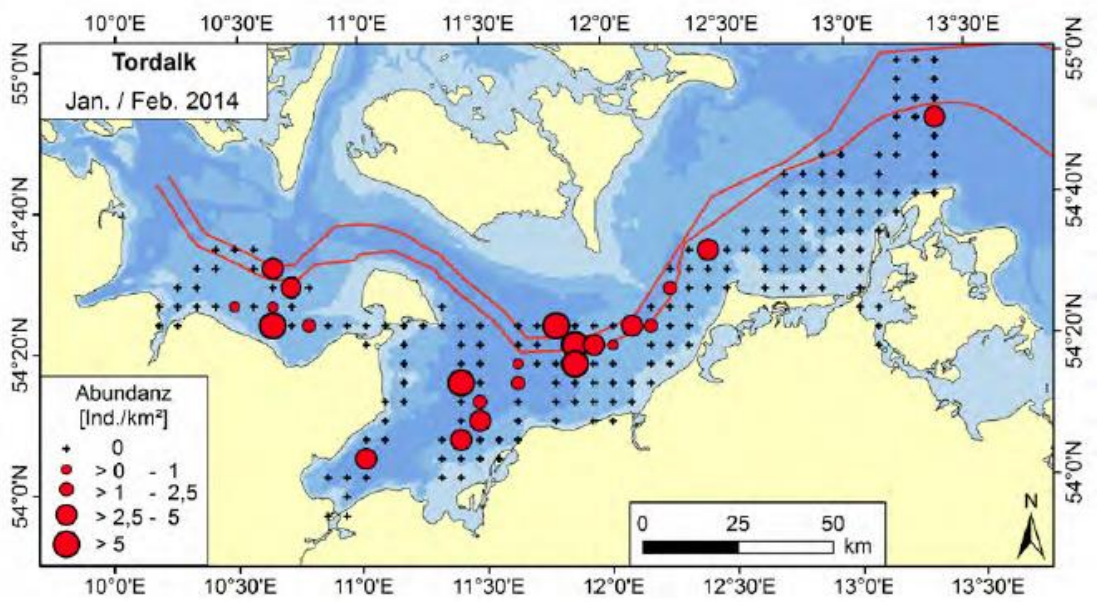


Abbildung 93: Vorkommen des Tordalkes in der deutschen Ostsee während schiffsgestützter Erfassungen 2014 (MARKONES et al. 2015)

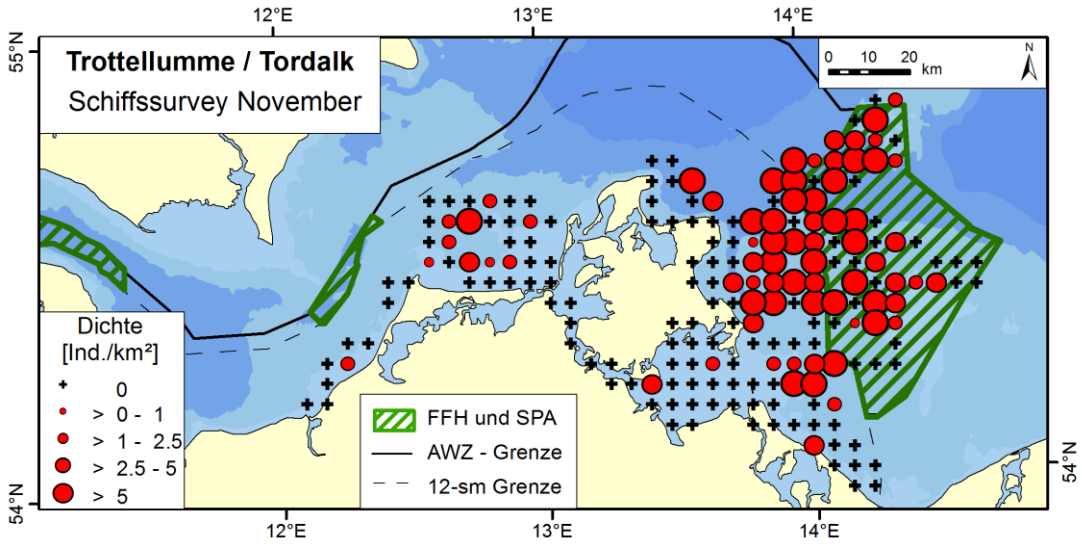


Abbildung 94: **Verteilung von Trottellumme und Tordalk in der Pommerschen Bucht und westlich von Rügen während schiffsgestützter Erfassungen im November 2018. (BORKENHAGEN et al. 2019)**

Auf der deutschen Ostsee halten sich Grylleisten von Herbst bis Frühjahr überwiegend im Bereich des Adlergrundes auf (Abbildung 91, Abbildung 95). Trotz der relativ geringen Dichte ist dieses Vorkommen als international bedeutsam einzustufen (GARTHE 2003a zit. in: MENDEL et al. 2008). Der Adlergrund ist das bedeutendste Überwinterungsgebiet für Grylleisten in der deutschen Ostsee. Über die Wintermonate kommen sie dann auch verstreut in der Pommerschen Bucht und entlang der Küste Rügens westwärts bis zum Plantagenetgrund vor (MENDEL et al. 2008). Der Heimzug erfolgt im April. Im Sommerhalbjahr halten sich keine Grylleisten in der westlichen Ostsee auf (IFAÖ 2005). Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. vier Individuen (BIOM 2024). Da die Grylleiste ihren Verbreitungsschwerpunkt während der Rast weiter offshore am Adlergrund hat, war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Grylleiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

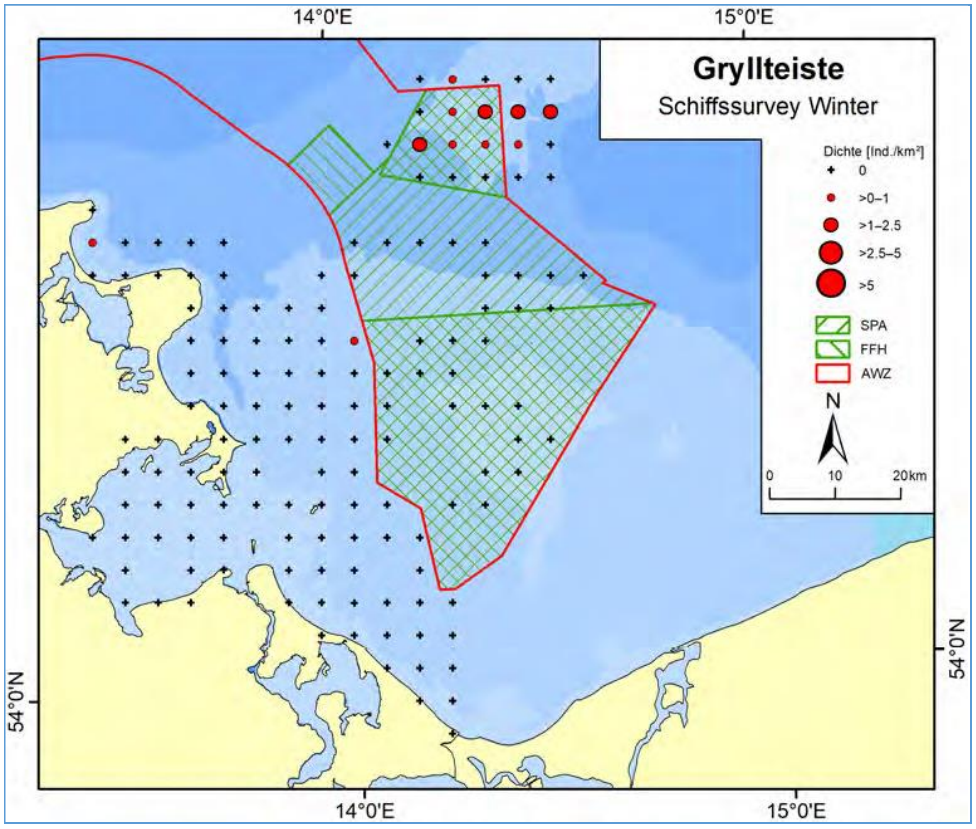


Abbildung 95: **Verteilung der Grylleiste in der Pommerschen Bucht und im Greifswalder Bodden im Winter (15.01.-21.01.2019 (BORKENHAGEN et al. 2020)**

Der Rastbestand der Trottellumme in Mecklenburg-Vorpommern beträgt 100-200 Individuen (Mittwinter). Das Vorkommen von Trottellummen beschränkt sich in der westlichen Ostsee weitgehend auf das Bornholmbecken, die Adlergrundrinne und das Arkonabecken (Abbildung 92). Im Bornholmbecken sind die Dichten mit Abstand am höchsten. In der Mecklenburger Bucht sind Trottellummen selten (vgl. BRÄGER 1995). Innerhalb der Hoheitsgewässer von Mecklenburg-Vorpommern halten sich nur sehr wenige Trottellummen auf. Das winterliche Rastgeschehen in der Arkonasee beginnt im November und endet im Mai (IFAÖ 2005). Ein kleines Vorkommen befindet sich vor der Insel Hiddensee. Auch entlang der Küste Rügens wurden im Winter vereinzelt Trottellummen nachgewiesen (SONNTAG et al. 2006).

Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 14 Individuen (BIOM 2024). Da die Trottellumme ihren Verbreitungsschwerpunkt während der Rast weiter offshore am Adlergrund hat, war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Vorkommen im Untersuchungsraum
☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 101 Tordalken festgestellt. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass ein Teil der festgestellten 157 Trottellummen/Tordalken und 13 unbestimmten Alkenvögel ebenfalls Tordalken waren (IFAÖ 2025g).

Wahrscheinlich ist also ein Teil der Tordalken in eine höhere Sammelgruppe aufgegangen. Da aber Tordalk und Trottellumme keine grundsätzlich gegensätzlichen Verbreitungsmuster aufweisen, wird an dieser Stelle auf eine artspezifische Betrachtung der Tordalken auf Grundlage der Flugtransekt-Erfassungen verzichtet und Trottellumme/Tordalk für diese Erfassungsmethode im Folgenden als Artengruppe betrachtet (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 814 Tordalken erfasst, davon befanden sich 560 Tiere innerhalb des Transektbereichs. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass ein Teil der festgestellten 18 Tordalken/Trottellummen ebenfalls Tordalken waren (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte des Tordalks wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 1,48 Ind./km² im November 2023 festgestellt. Das saisonale Maximum von 1,07 Ind./km² lag im Winter 2023/2024. Im Herbst 2023 und Herbst 2024 wurden keine Tordalken festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffserfassungen zeigte sich im Winter 2023/2024 eine fast flächendeckende Verbreitung des Tordalk im Untersuchungsgebiet mit Konzentrationsbereichen im Westen und Nordosten (Abbildung 96). In den anderen Jahreszeiten mit Nachweisen zeigte sich ein verringertes Auftreten ohne Konzentrationsschwerpunkte (IFAÖ 2025g).

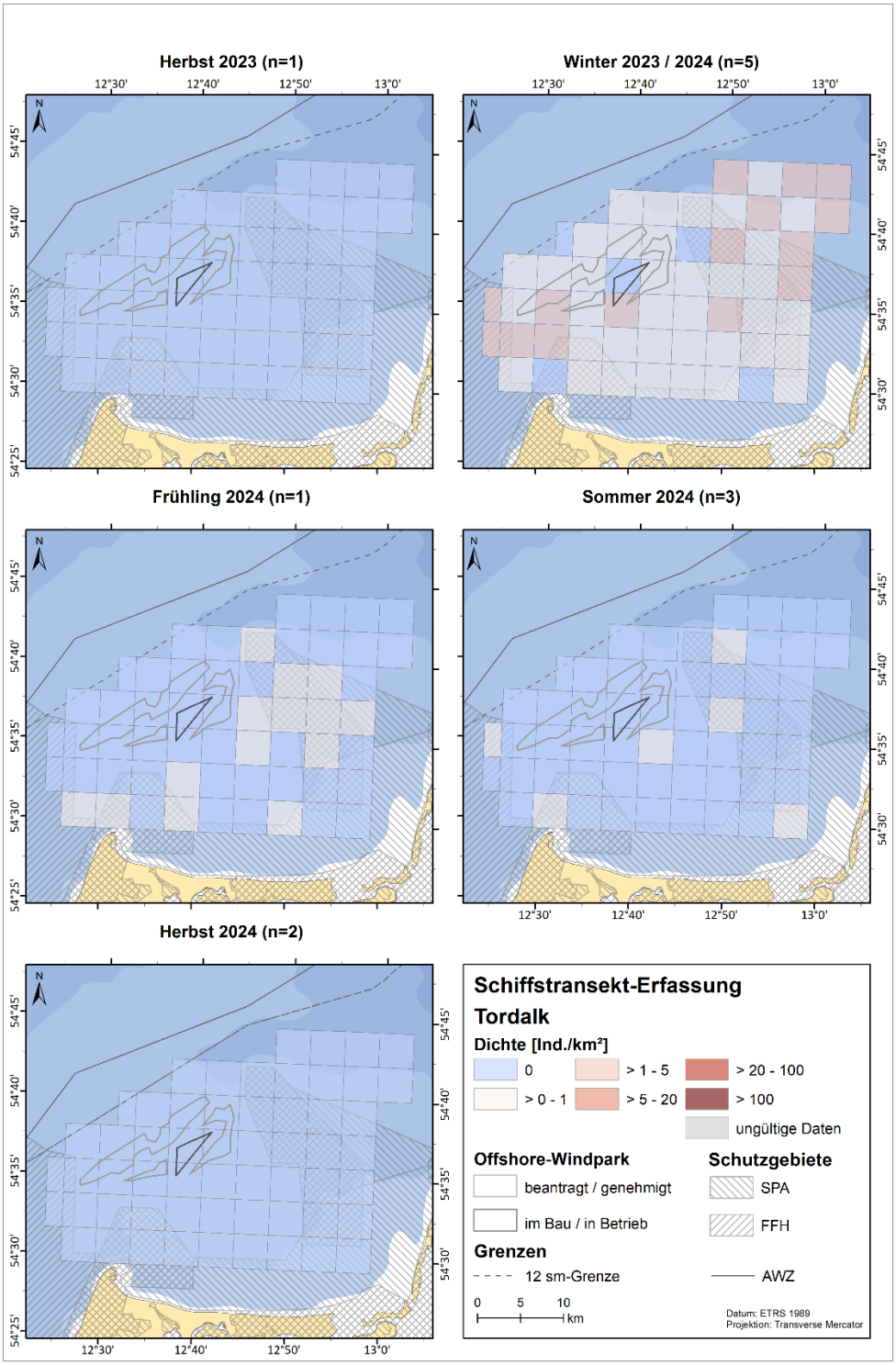


Abbildung 96: Räumliche Verteilung der Tordalk bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 keine Gryllteiste festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 20 Gryllteisten erfasst, davon befanden sich 17 Tiere innerhalb des Transektbereichs. Die Individuen wurden zwischen Dezember und Mai festgestellt mit einer maximalen monatlichen Dichte von 0,08 Ind./km² im Januar 2024. Die wenigen Sichtungen von Gryllteisten verteilten sich in unterschiedlichen Teilen des Untersuchungsgebietes (IFAÖ 2025g).

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 187 Trottellummen festgestellt. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der ebenso beobachteten 157 Trottellummen/Tordalken und 13 unbestimmte Alkenvögel ebenfalls Trottellummen waren (IFAÖ 2025g).

Wahrscheinlich ist also ein nennenswerter Teil der Trottellummen in eine höhere Sammelgruppe aufgegangen. Da aber Trottellumme und Tordalk keine grundsätzlich gegensätzlichen Verbreitungsmuster aufweisen, wird an dieser Stelle auf eine artspezifische Betrachtung der Trottellummen auf Grundlage der Flugtransekt-Erfassungen verzichtet und Trottellumme/Tordalk für diese Erfassungsmethode im Folgenden als Artengruppe betrachtet (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 136 Trottellummen erfasst, davon befanden sich 41 Tiere innerhalb des Transektbereichs. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass der überwiegende Teil der ebenso festgestellten 18 Tordalken/Trottellummen ebenfalls Trottellummen waren (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte der Trottellumme im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurde mit 0,14 Ind./km² im Oktober 2023 festgestellt. Das saisonale Maximum von 0,07 Ind./km² lag im Winter 2023/2024 (der artspezifische Winter dieser Art dauert vom 01.10. bis zum 29.02.). Im Herbst 2023 und Herbst 2024 wurden keine Trottellummen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffserfassungen zeigte sich im Winter 2023/2024 eine relativ großflächige Verbreitung der Trottellumme im Untersuchungsgebiet ohne klare Konzentrationsbereiche (Abbildung 97). In den anderen Jahreszeiten mit Nachweisen zeigte sich ein verringertes Auftreten hauptsächlich nördlich von Darßer Ort (IFAÖ 2025g).

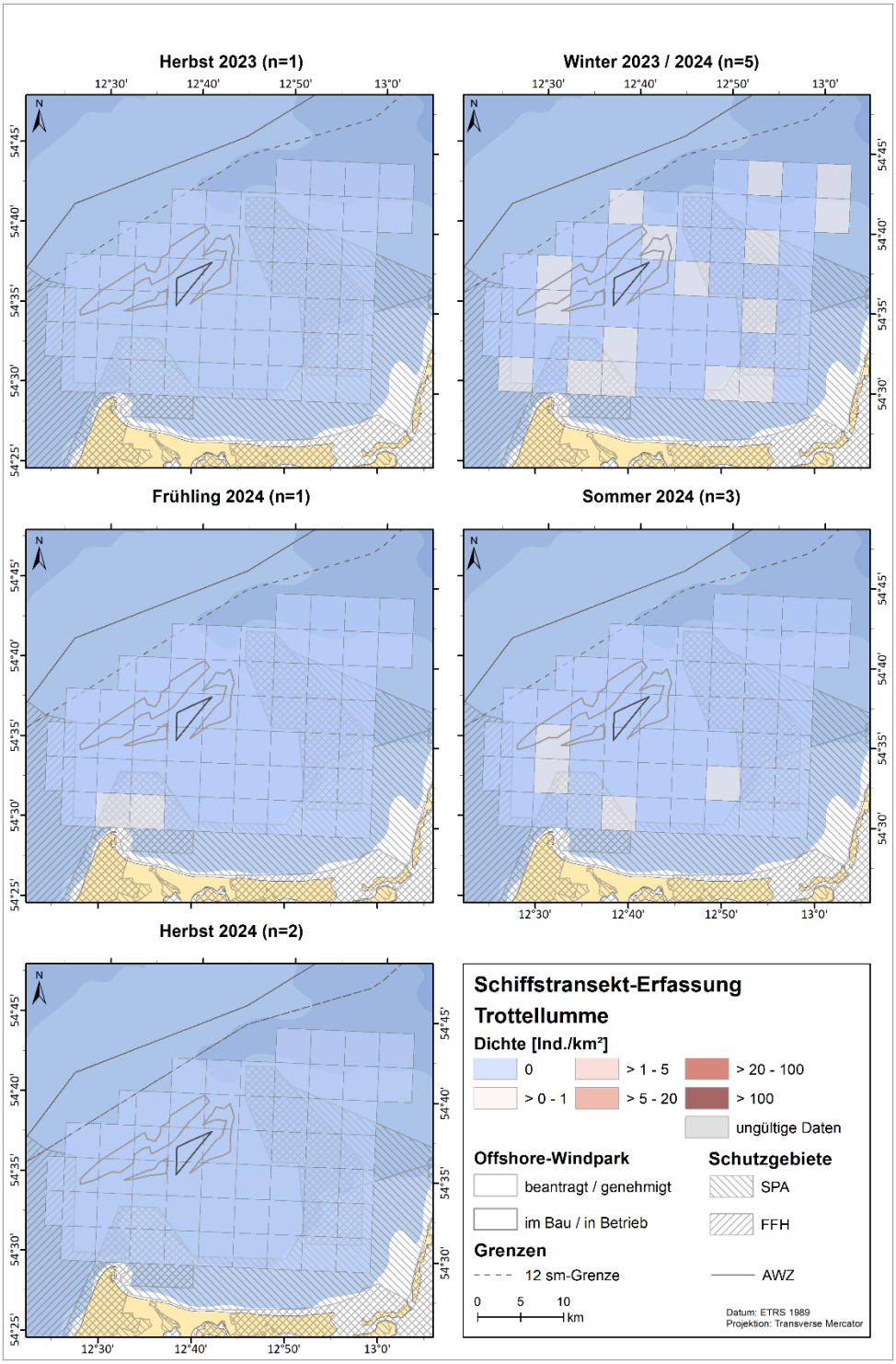


Abbildung 97: **Räumliche Verteilung der Trottellumme bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).**

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda),* Grylleiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 445 Trottellummen/Tordalken festgestellt, sie waren damit die dritthäufigste Artengruppe. Dabei wurden 187 Trottellummen, 101 Tordalken und 157 Trottellummen/Tordalken, die nicht auf Artniveau bestimmt werden konnten, festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Trottellummen/Tordalken hauptsächlich im Winter erfasst, mit der höchsten Dichte von 0,53 Ind./km² im Februar 2024. Zwischen Mai und September wurden maximal 0,01 Ind./km² festgestellt. Die höchsten mittleren saisonalen Dichten lagen mit 0,31 Ind./km² im Winter (IFAÖ 2025g).

Bei den Flugerfassungen waren Trottellummen/Tordalken 2023/2024 nur im Winter 2023/2024 vertreten (Abbildung 98), nur zwei Rasterzellen erhöhte Dichten. Während der anderen Jahreszeiten war das Auftreten sporadisch, ohne Präferenzbereiche (IFAÖ 2025g).

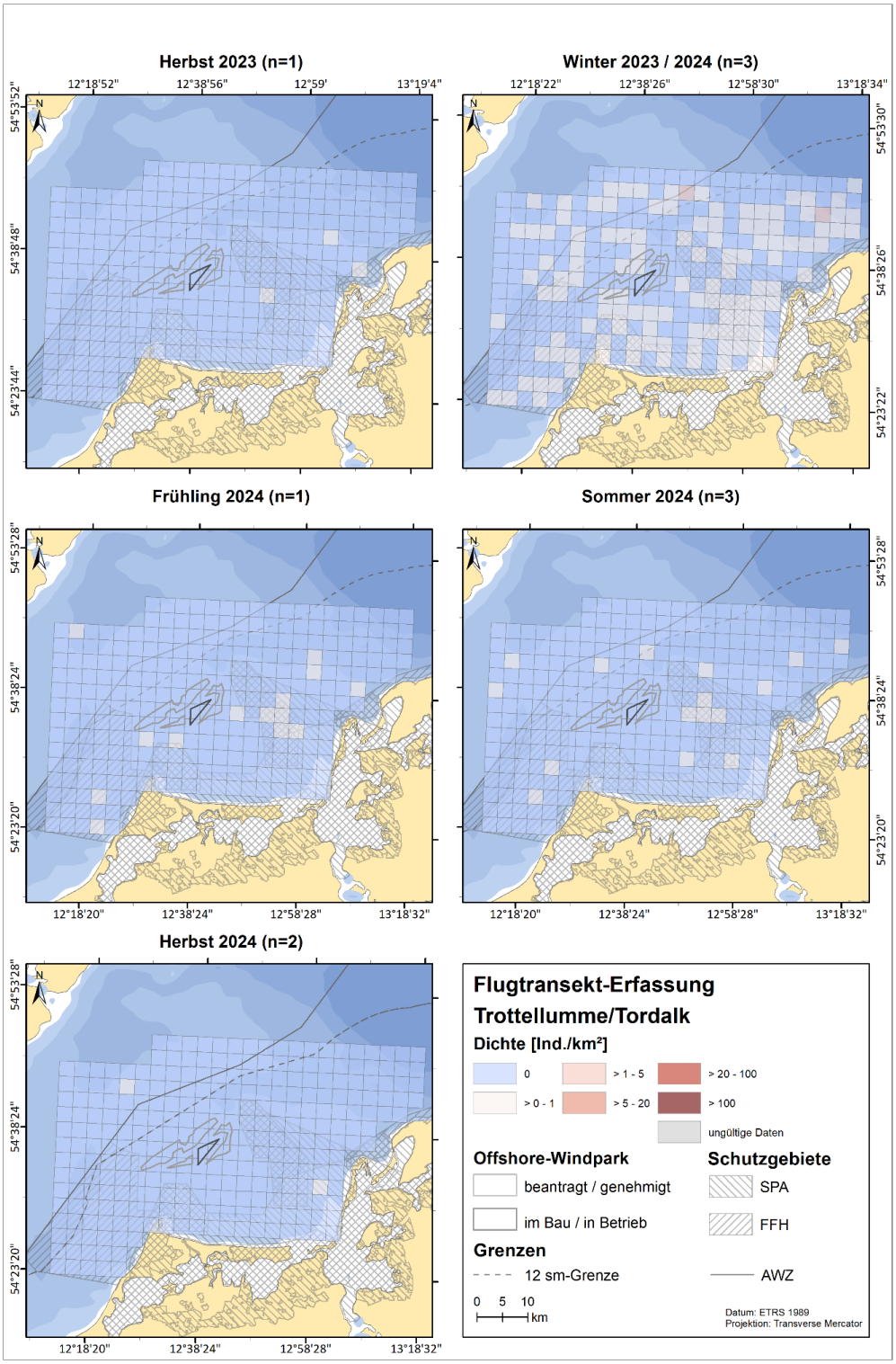


Abbildung 98: Räumliche Verteilung der Trottellummen/Tordalken bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g)

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Der Anteil nicht auf Artniveau bestimmten Alkenvögel ist vergleichsweise gering. Daher wurden die Arten Trottellumme und Tordalk bereits einzeln dargestellt. Zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der Flugtransekt-Erfassungen wird die Artengruppe Trottellumme/Tordalk hier noch einmal zusammenfassend dargestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 1.018 Trottellummen/Tordalken erfasst, davon befanden sich 619 Tiere innerhalb des Transektbereichs. Es wurden davon 560 Tordalken, 41 Trottellummen und 18 Trottellummen/Tordalken bestimmt (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte von Trottellumme/Tordalk im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurde mit 1,58 Ind./km² im November 2023 festgestellt. Das saisonale Maximum von 1,14 Ind./km² lag im Winter 2023/2024, gefolgt von 0,53 Ind./km² im Frühjahr 2024 (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffserfassungen wird das Vorkommen durch den dominanten Tordalk geprägt, sodass auf diese Verbreitungskarten verwiesen wird (Abbildung 96). Es zeigte sich im Winter 2023/2024 eine fast flächendeckende Verbreitung im Untersuchungsgebiet mit Konzentrations-bereichen im Westen und Nordosten. In den anderen Jahreszeiten mit Nachweisen zeigte sich ein verringertes Auftreten ohne Konzentrationsschwerpunkte (IFAÖ 2025g).

Während des Hauptauftretens der Trottellumme im Winter 2023/2024 wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,04 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile jeweils bei 0 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Während des Hauptauftretens des Tordalks wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,82 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,02 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,06 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,04 bzw. 0,06 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Während des Hauptauftretens der Gryllteiste wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,04 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,01 bzw. 0,02 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1%-Kriterium bei allen Arten nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Alkenvögeln nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Alkenvögeln kommen.

Alkenvögel verfügen nur über eine eingeschränkte Manövrierfähigkeit. Sie sind aber weder am Tag noch in der Nacht besonders flugaktiv. In der Regel fliegen sie flach über der Meeresoberfläche (MENDEL et al. 2008) und erreichen nur ausnahmsweise den Hauptgefährdungsbereich der WEA auf Höhe der Rotoren. Nach BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) wird der populationsbiologische Index mit „sehr hoch“ (Stufe 2, alle), der naturschutzfachliche Wert mit „hoch“ (Stufe 2, Gryllteiste) bzw. „gering“ (Stufe 4, Trottellumme, Tordalk) und die Mortalitätsgefährdung (MGI) mit „sehr hoch“ (I.3, Gryllteiste) bzw. „hoch“ (II. 5, Trottellumme, Tordalk) bewertet. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit C.9 (Tordalk, Trotelllumme) bzw. C. 7 (Gryllteiste) als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Das Kollisions- bzw. Gefährdungsrisiko der Alkenvögel kann dementsprechend als mittel eingestuft werden.

Alkenvögel zeigen ein deutliches Meideverhalten gegenüber OWP (DIERSCHKE et al. 2016). Zudem sind die Flughöhen dieser Arten über See überwiegend gering, und nur geringe Anteile der Flüge erreichen einen gefährdeten Höhenbereich oberhalb von 20 m (COOK et al. 2012).

Empfindlichkeiten gegenüber Hindernissen in Form technischer Bauwerke, wie z. B. Offshore-Windenergieanlagen, sind auch aufgrund der niedrigen Nachtflugaktivität als eher gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). Trottellummen weisen mit 12,0 einen niedrigen Wert im Windenergieanlagen-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) auf. Der Wert des Tordalks liegt bei 15,8 (GARTHE & HÜPPOP 2004).

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Alkenvögeln zu ca. 80 - 100 % unterhalb von 10 m.

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Tordalken zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Alkenvögel-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert wird.

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z.B. Verlegeschiffen) oder den WEA sind nicht zu erwarten.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Trottellummen und Tordalke sind empfindlich gegenüber Störungen durch Schiffsverkehr und reagieren auf sich nähernde Schiffe häufig durch Abtauchen, gelegentlich auch durch Auffliegen (MENDEL et al. 2008). Gryllteisten zeigen eine mäßig hohe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen und fliegen vor sich nähernden Schiffen meist auf (MENDEL et al. 2008). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Alkenvögeln gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden.

Da sich die eingesetzten Schiffe langsam bewegen, werden Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen und somit Tötungen oder Verletzungen der Tiere ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Grylleiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Alkenvögeln nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Nach Erkenntnissen aus anderen OWP ist bei Alken von einer weitgehenden Meidung von OWP und ihrem unmittelbaren Umfeld auszugehen (DIERSCHKE et al. 2016).

Eine Studie von SZOSTEK et al. (2024) untersuchte die Auswirkungen von Windparks auf die Verbreitung von Trottellummen und Tordalken in der deutschen Nordsee mit besonderem Fokus auf die Unterschiede zwischen Herbst und Winter, Regionen und den beiden Arten. Sie basiert auf einem sehr großen, hochwertigen Datensatz aus flug- und schiffsgestützten Erfassungen, die über einen Zeitraum von acht Jahren an allen 22 Windparks, die bis 2021 in der deutschen Nordsee in Betrieb genommen wurden, sowie im Rahmen von wissenschaftlichen Monitoringprojekten erhoben wurden. Die Daten wurden mithilfe eines Bayes’schen hierarchischen Modells mit Laplace Näherung (INLA) analysiert, das robuste Schätzungen der Seevogelverteilungen in Raum und Zeit liefert. Der räumliche Modellierungsansatz eignet sich insbesondere, um großräumige Verteilungen von Seevogelarten in einem komplexen ökologischen Umfeld zu modellieren. Zudem ist das Modell nicht auf Vorher-Nachher-Daten angewiesen und die Modellgüte lässt sich durch Validierung ableiten. Der theoretische Habitatverlust, ein rechnerischer Wert, der einen vollständigen Verlust der Fläche für alle Individuen aufgrund von Meidung annimmt, lag im Herbst bei einem Radius um die OWP von 0-4.5 km für die Trottellumme und bei 0-3 km für den Tordalk. Im Winter war der Meideradius so niedrig, dass sich kein Habitatverlust außerhalb der OWP definieren ließ.

Während des Hauptauftretens der Arten wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,03 Ind./km² (Trottellumme), 0,59 Ind./km² (Tordalk) sowie 0,04 Ind./km² (Grylleiste) festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda),* Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Vorhabengebiet, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei < 0,01 % (Trottellumme), < 0,01 % bzw. 0,04 % (Tordalk) sowie 0,01 bzw. 0,01 % (Gryllteiste). In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen die Anteile jeweils bei 0 % (Trottellumme), 0,04 bzw. 0,06 % (Tordalk) sowie 0,01 bzw. 0,02 % (Gryllteiste) (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1 % der biogeografischen Populationen (Tordalk: 2.000 Ind., Gryllteiste: 460 Ind., Trottellumme: 69.000 Ind.) nicht erreicht.

Bei der Betrachtung dieser Zahlen ist einschränkend die Vorbelastung des Seegebiets durch den allgemeinen Schiffsverkehr zu beachten. Während des Baubetriebs sind Störwirkungen im Bereich der Baustelle anzunehmen, die eine zeitweise Vergrämung von Alkenvögeln bewirken können. Erhebliche Störungen werden dagegen ausgeschlossen, da die Vögel in die unmittelbare Umgebung innerhalb des gleichen Rastgebietskomplexes ausweichen können.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Populationen der Alkenvögel verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten.

Störung durch Schiffsverkehr

Schiffe sind ein wesentlicher Störfaktor für Alken. In intensiv befahrenen Gebieten kann dies zu einer Einschränkung der natürlichen Verhaltensweisen, aber auch zu einer temporären oder andauernden Meidung häufig befahrener Strecken führen. **Tordalken und Trottellummen** sind empfindlich gegenüber Störungen durch Schiffsverkehr und reagieren auf sich nähernde Schiffe häufig durch Abtauchen, seltener durch Auffliegen (MENDEL et al. 2008). Allerdings wird ihnen im Vergleich zu Meeresenten und Seetauchern eine geringere Fluchtreaktion gegenüber Schiffen zugeschrieben (SONNTAG et al. 2006). **Gryllteisten** weisen eine mäßige Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf, fliegen aber vor diesen meist auf (MENDEL et al. 2008). Während des Baus werden Alkenvögel den Bereich des Vorhabengebiets daher meiden. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Bei den Schiffserfassungen zeigte sich im Winter 2023/2024 eine relativ großflächige Verbreitung der **Trottellumme** im Untersuchungsgebiet ohne klare Konzentrationsbereiche. In den anderen Jahreszeiten mit Nachweisen zeigte sich ein verringertes Auftreten hauptsächlich nördlich des Darßer Orts.

Bei den Schiffserfassungen wird das Vorkommen durch den dominanten **Tordalk** geprägt, sodass die resultierenden Verbreitungskarten denen des Tordalken entsprechen (Abbildung 96). Es zeigte sich im Winter 2023/2024 eine fast flächendeckende Verbreitung im Untersuchungsgebiet mit Konzentrationsbereichen im Westen und Nordosten. In den anderen Jahreszeiten mit Nachweisen zeigte sich ein verringertes Auftreten ohne Konzentrationsschwerpunkte (IFAÖ 2025g).

Die **Gryllteiste** ist die seltenste der drei regelmäßig in der deutschen Ostsee auftretenden Alkenarten. Gryllteisten überwintern in Meeresgebieten mit kiesigem Grund und Wassertiefen < 25 m (DURINCK et al. 1994). Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 keine Gryllteiste festgestellt. Bei den Schiffstransekt-Erfassungen

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda),* Grylllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 17 Grylllteisten innerhalb des Transektbereichs festgestellt. Die maximale monatliche Dichte betrug 0,08 Ind./km² im Januar 2024. Die höchste saisonale Dichte der Grylllteiste, die im Verlauf der Untersuchungen 2012 bis 2016 nach Schiffserfassungen festgestellt wurde, betrug im Winter 2012/2013 0,03 Ind./km2 (IfAÖ 2022), und war somit der aktuell festgestellten Dichte sehr ähnlich. Während des Hauptauftretens wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,04 Ind./km² festgestellt (IfAÖ 2025g).

Im Untersuchungsgebiet liegt zudem der Offshore-Windpark „Baltic1“ mit seinem Serviceverkehr sowie daran weiter westlich anschließend ein besonders dicht und regelmäßig durch Schiffsverkehr genutztes Seegebiet, das u. a. die viel befahrene Kadetrinne einschließt. Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Alkenvögel durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr ist jedoch von keinen erheblichen Störungen für die Alkenvögel auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Alkenvögeln wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Alkenvögel gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für Alkenvögel zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch baubedingte Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon sind Alken als fischfressende Arten betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen der Arten auftreten.

Eine erhebliche Störung, die die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Populationen zur Folge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, wird aufgrund der geringen Zahl (im

Sammelsteckbrief Alkenvögel -
Tordalk *(Alca torda)*, Gryllteiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)*

Vorhabengebiet mit Pufferzone) betroffener Vögel und der Ausweichmöglichkeiten ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Alkenvögeln, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten des Tordalks und der Trottellumme liegen in Deutschland nur auf Helgoland (MENDEL et al. 2008), so dass eine Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung aufgrund vorhabenbedingter Wirkungen hier der Entfernung ausgeschlossen ist. Fortpflanzungsstätten der Gryllteiste liegen nicht in Deutschland. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Alken nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets ist kein regelmäßig und intensiv genutztes Rastgebiet der drei Alkenarten, da diese hier potenziell nur vereinzelt vorkommen. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Arten davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Sammelsteckbrief Alkenvögel - **Tordalk *(Alca torda)*, Grylleiste *(Cepphus grylle)* & Trottellumme (*Uria aalge)***
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.12 Zwergmöwe

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☒ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. R RL M-V Kat. * RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie (nach MENDEL et al. 2008)

Zwergmöwen brüten an schilfbewachsenen Ufern von Inseln, auf schwimmenden Wasserpflanzen und anderen schwer zugänglichen Bereichen an flachen Süßwasserseen, Sümpfen oder Fischteichen. Auf dem Heimzug vollziehen sie einen Breitfrontenzug durch Mitteleuropa in SW-WSW-Richtung, wobei es an den Küsten zu größeren Ansammlungen kommt. Während der Wintermonate suchen die Möwen im Schelfmeer an plankton- und kleinfischreichen Stellen vom N-Atlantik bis um das Mittelmeer nach Nahrung.

Die Möwenart ist ein Kurz- und Mittelstreckenzieher. Während des Zuges ziehen sie sowohl tags als auch nachts. Sie verlassen die Brutplätze ab Juli, der Gipfel des Wegzuges liegt in Mitteleuropa Ende August/Anfang September. Der Heimzug erreicht Ende April/Anfang Mai seinen Höhepunkt. Nachts versammeln sich Zwergmöwen an Schlafplätzen. Lediglich SCHIRMEISTER (2001) berichtete bisher über das Schlafplatzverhalten von Zwergmöwen in M-V. Im Bereich der Odermündung übernachteten die Vögel im Sommer 2000 alternativ auf See vor Ahlbeck oder im Świnadelta.

Zwergmöwen nehmen meist tagsüber Nahrung auf. Auch außerhalb der Zugzeit sind sie hauptsächlich tagaktiv. Während des Frühjahr- und Herbstzuges sind Zwergmöwen oft in Trupps anzutreffen, die eine charakteristische Kombination aus Zug und Nahrungsaufnahme zeigen. Meistens werden kleine Nahrungspartikel im Flug von der Wasseroberfläche aufgenommen, es wird jedoch auch Nahrung schwimmend erbeutet oder aus der Luft gefangen. Das Nahrungshabitat der Zwergmöwen sind Süßwasserblasen, die aus Flussmündungen herausströmen und vor der Durchmischung mit dem Brackwasser der Boddengewässer bzw. der Ostsee aufgrund ihrer geringeren Dichte noch einige Zeit an der Oberfläche als geschlossene Wassermasse driften. An den Grenzzonen zum umgebenden Brackwasser (ozeanographischen Fronten) suchen die Zwergmöwen nach Nahrung (winzige Crustaceen und Insekten).

Die Rastbestände der Zwergmöwe (Z & O-Europa/SW Europa & W-Mittelmeer) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 71.000 - 136.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 1.000 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern (nach MENDEL et al. 2008)

Deutschland:

Die Zwergmöwe ist in Deutschland unregelmäßiger Brutvogel, Sommergast, Wintergast und Durchzügler (MENDEL et al. 2008). Der maximale Rastbestand in Deutschland beträgt 51.000 Individuen, der Winterrastbestand 4.600 Ind. (GERLACH et al. 2019).

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

Nordsee: Die nördlichsten Winterquartiere liegen in der Nordsee, ansonsten halten sich Zwergmöwen während des Winters weiter südlich auf, vom Mittelmeer bis zum Kaspischen Meer und von W-Europa bis zur Ostsee. Die Brutvögel Europas überwintern auf Nord- und Ostsee. Während des Heim- und Wegzuges sind Zwergmöwen sowohl auf der Nord- wie auch auf der Ostsee verbreitet. Außerdem können hohe Dichten auf der Elbe beobachtete werden. Neben einzelnen Übersommerern kam es in Schleswig Holstein und M-V zu einzelnen Bruten der Zwergmöwe (EICHSTÄDT et al. 2006). Zu allen Jahreszeiten sind die Bestände der Zwergmöwe auf der Nordsee höher als an der Ostsee (vgl. Abbildung 99).

Ostsee: Am zahlenstärksten kommen Zwergmöwen auf der deutschen Ostsee während des Wegzuges im Herbst vor. Um die Monatswende Oktober / November verlassen die Zwergmöwen größtenteils die Ostsee (MENDEL et al. 2008, vgl. Abbildung 99).

Der Schwerpunkt des Vorkommens liegt im Frühjahr in den inneren Küstengewässern mit ästuarinem Charakter. Während des Herbstzuges konzentrieren sich die Vögel dagegen in der Pommerschen Bucht (Schwerpunkt August und September). Das Hauptaufenthaltsgebiet der Tiere ist dort der Bereich des Oderausstroms zwischen Peenestrommündung, Südostrügen und der Świnamündung sowie entlang der Ostküste Rügens bis zum Kap Arkona. Zwergmöwen überwintern nur in sehr geringer Zahl in M-V. Seit Mitte der 1970er Jahre nimmt ihre Zahl kontinuierlich zu.

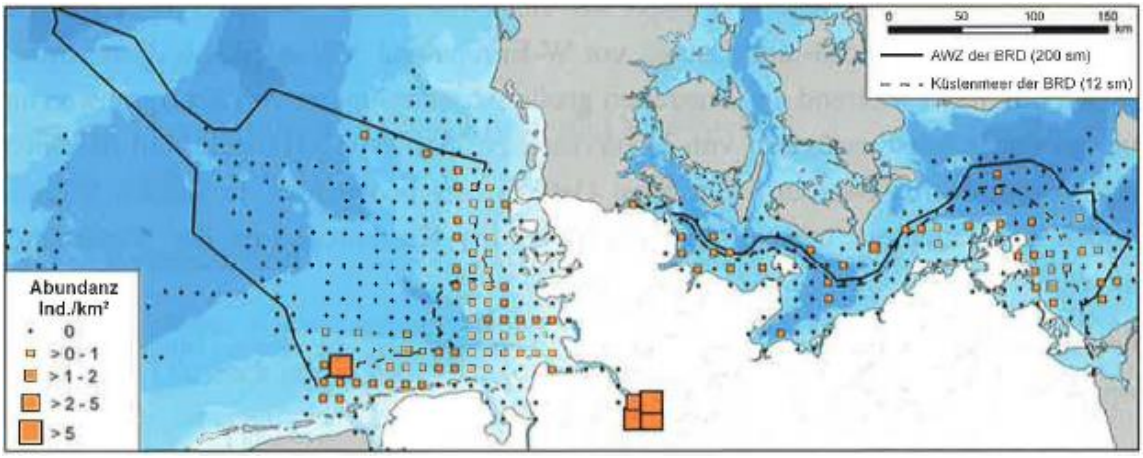


Abbildung 99: Verbreitung der Zwergmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen, nach MENDEL et al. (2008) - Bezugszeitraum Ostsee: 2000 – 2006

Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern:

Der Rastbestand während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 552 Individuen (BIOM 2024). Da die Zwergmöwe ihren Verbreitungsschwerpunkt während der Rast auch weiter offshore hat, war bei diesen Zählungen nur ein Teil des Rastbestandes erfassbar. Es dient daher als Zusatzinformation.

Die Zwergmöwe hat in der Pommerschen Bucht eines ihrer bedeutendsten Zugrastgebiete während des Wegzuges. Dieser erstreckt sich über einen längeren Zeitraum. Er setzt Ende Juli ein

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

und endet in Jahren mit starkem Auftreten erst im Dezember (SCHIRMEISTER 2001. 2002). Das wichtigste Rastgebiet ist die westliche Pommersche Bucht mit Ansammlungen von bis zu 15.000 Individuen. Größere Rastvorkommen in der Pommerschen Bucht (>1% der biogeographischen Population) wurden erstmals Mitte der 1990er Jahre registriert (SCHIRMEISTER 2001). Seither treten sie nahezu alljährlich auf. Der Maximalbestand lag in den meisten Jahren bei 1.000-3.000 Individuen (SCHIRMEISTER pers. Mitt.). Bei Bestandermittlungen im SPA „Pommersche Bucht“ wurden Maximalvorkommen im Herbst mit 130 Individuen erfasst, zu den anderen Jahreszeiten waren die Vorkommen niedriger (SONNTAG et al. 2006 in MENDEL et al. 2008; Bezugsraum: 2000-2005).

Zwergmöwen wurden beim BfN-Seevogelmonitoring im Frühjahr 2019 nur in der Pommerschen Bucht festgestellt, hier besonders nördlich von Usedom und südwestlich der Oderbank (vgl. Abbildung 100).

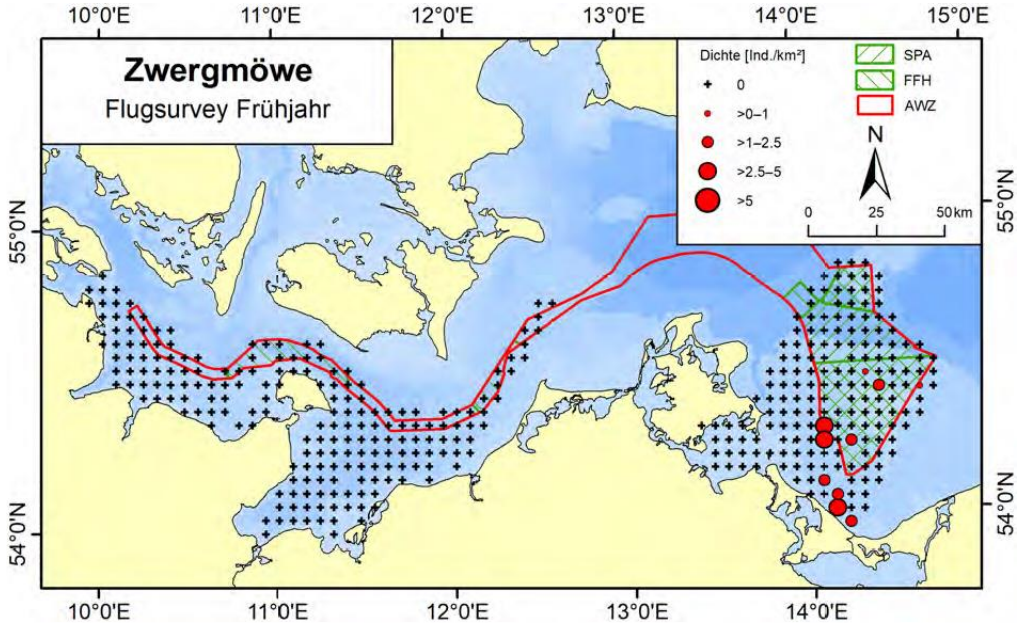


Abbildung 100: Verteilung von Zwergmöwen in der deutschen Ostsee während flugge-stützter Erfassungen im Frühjahr (24.03. und 07.04.2019, BORKENHAGEN et al. 2020)

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 225 Zwergmöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Zwergmöwen hauptsächlich im Herbst und Frühjahr erfasst, mit der höchsten Dichte im Oktober von 0,24 Ind./km² und 0,17 Ind./km² im April. Die höchste mittlere saisonale Dichte lag mit 0,18 Ind./km² im Herbst 2023 (IFAÖ 2025g).

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*
Der Schwerpunkt der räumlichen Verteilung der Zwergmöwe lag im Herbst 2023 in den nordwestlichen, nordöstlichen und südlicheren Teilen des Fluguntersuchungsgebietes (Abbildung 101). Es konnten nur zwei Rasterzellen erhöhter Dichte festgestellt werden. Im Winter 2023/2024 zeigte sich eine Häufung der Nachweise im Norden und im Zentrum des Fluguntersuchungsgebietes. Im Frühjahr war die Verteilung zerstreut. Es kann über die Saisons kein Schwerpunktbereich des Vorkommens festgemacht werden. Im Sommer und Herbst 2024 fanden sich keine bzw. fast keine Nachweise (IFAÖ 2025g).

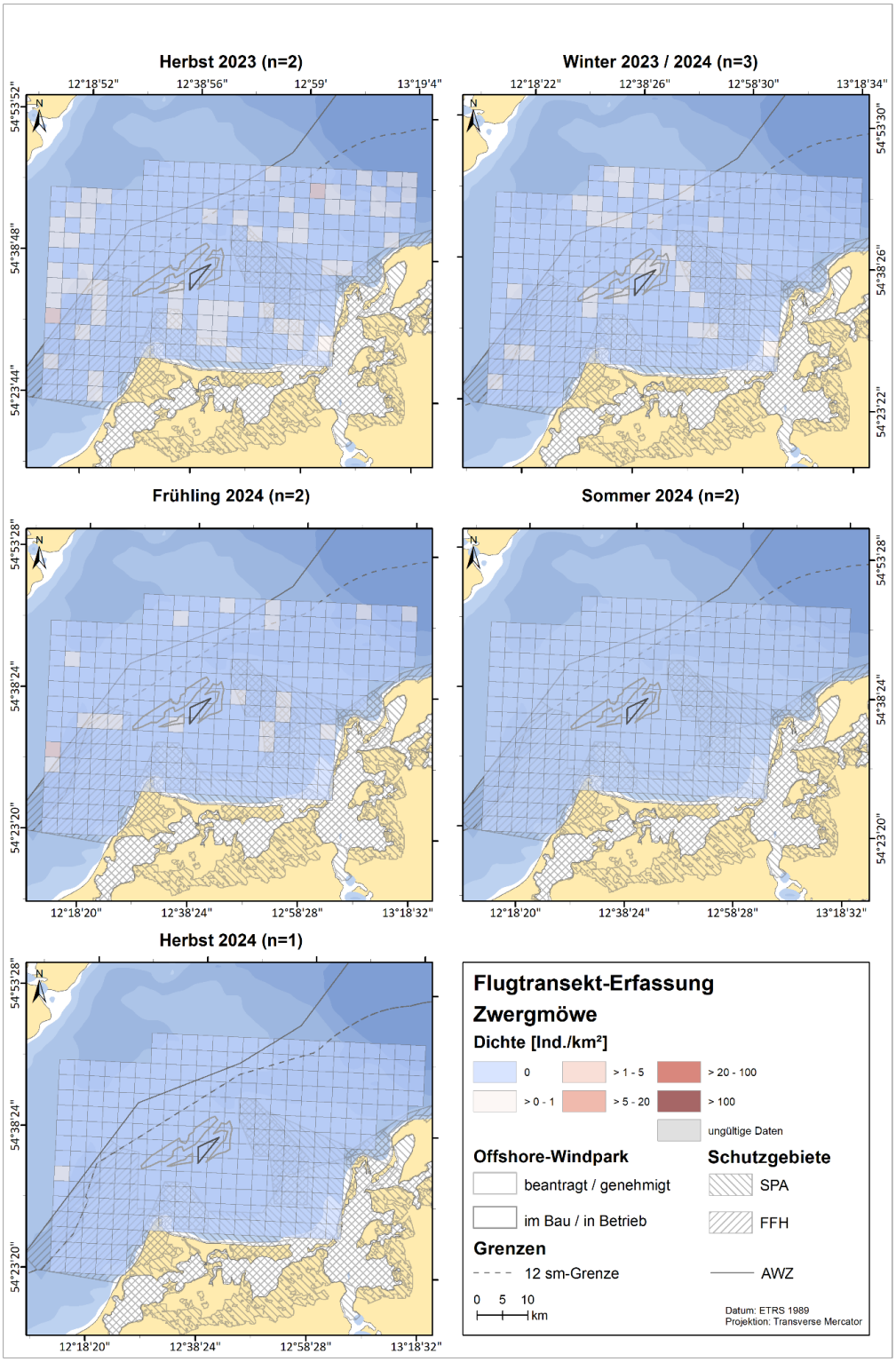


Abbildung 101: Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g).

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*
Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 190 Zwergmöwen erfasst, davon befanden sich 87 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g). Die höchste monatliche Dichte der Zwergmöwe wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 0,27 Ind./km² im November festgestellt, im April betrug die Dichte noch 0,21 Ind./km². Die saisonalen Maxima von 0,10 bzw. 0,09 Ind./km² lagen im Frühjahr und Winter 2023/2024 (IFAÖ 2025g). Das zumeist zerstreute Vorkommen der Zwergmöwe von Herbst 2023 bis Frühjahr 2024 lässt keine Präferenzbereiche im Untersuchungsgebiet erkennen (Abbildung 102) Im Sommer und Herbst 2024 wurden keine Zwergmöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

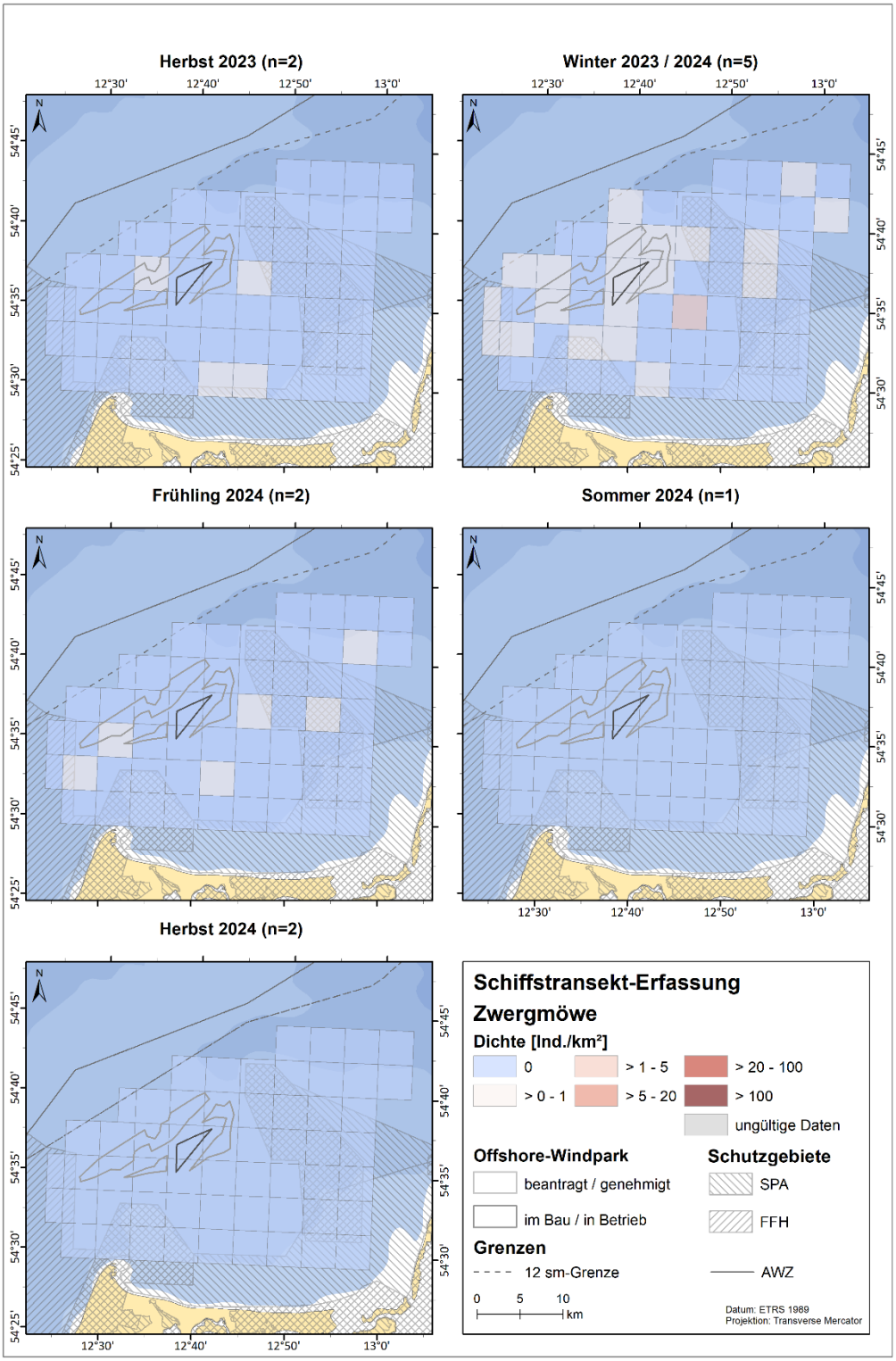


Abbildung 102: Räumliche Verteilung der Zwergmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

Während des Hauptauftretens wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,17 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,01 % sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,02 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,02 bzw. 0,05 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu. Da es sich bei beiden Erfassungsmethoden um Momentaufnahmen handelt, könnten Höhepunkte von Zugwellen nicht vollständig erfasst worden sein. Dem Vorhabengebiet OWP „Gen-naker“ kommt daher nur maximal eine mittlere Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ **erhöht sich nicht signifikant**

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Zwergmöwen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Zwergmöwen kommen. Im Unterschied zu den anderen Möwenarten zeigen Zwergmöwen überwiegend ein Meideverhalten gegenüber OWP (DIERSCHKE et al. 2016). Zudem sind die Flughöhen dieser Art über See überwiegend gering, und nur geringe Anteile der Flüge erreichen einen gefährdeten Höhenbereich oberhalb von 20 m (COOK et al. 2012). Auch ist die Gefahr einer Kollision mit OWEA aufgrund der guten Flugfähigkeiten als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (Stufe 2) und den naturschutzfachlichen Wert-Index (Stufe 1) mit „sehr hoch“ an. Die Mortalitätsgefährdung (MGI, III.6) wird mit „mittel“ angegeben. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA wird ebenfalls mit „mittel“ (C.9) angegeben. Die nächtliche Flugaktivität wird als mittel eingestuft. Dennoch kann es aufgrund bei stärkeren Flugaktivitäten auf See bei Flughöhen auch auf Höhe der Rotoren und den Nachtflügen insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen zu Kollisionen kommen. Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Zwergmöwen als Rastvögel sind Kollisionen mit WEA aber nur in seltenen Einzelfällen zu erwarten.

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Möwen zu ca. 55 - 80 % unterhalb von 10 m und zu ca. 95 % unterhalb von 50 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Zwergmöwen zu 97,0 % unterhalb von 50 m beobachtet.

Die Zwergmöwe zog mit einem Anteil von über 90 % der erfassten Individuen in Höhen bis 20 m über Wasser. Zwischen 20 und 50 m Höhe bewegten sich knapp 3 %, zwischen 50 und 100 m Höhe weniger als 1 % der registrierten Zwergmöwen (IFAÖ 2025d).

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Zwergmöwen zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Als vornehmliche Tagzieher zeigen sie zudem kein ausgeprägtes Nachtflugverhalten, so dass für die im Vorhabengebiet vorkommenden Zwergmöwen-Individuen ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann.

Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Zwergmöwen weisen eine nur geringe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf. Sie „sind wendige Flieger mit hoher Manövrierfähigkeit“ (MENDEL et al. 2008). Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von Zwergmöwen gemieden, so dass Kollisionen fliegender oder schwimmender Individuen ausgeschlossen werden können.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Zwergmöwen nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Nach Erkenntnissen aus anderen OWP ist bei Zwergmöwen von einer Meidung von OWP auszugehen (DIERSCHKE et al. 2016). Während des Hauptauftretens wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,17 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet bei 0,01 %, sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer bei 0,02 %. Während der 2012 – 2016 lagen diese Anteile bei 0,02 % bzw. 0,05 % (IFAÖ 2025g). Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population (1.100 Individuen) bei weitem nicht erreicht.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population der Zwergmöwe verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Zwergmöwen weisen eine nur geringe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf. Daher ist die Empfindlichkeit gegenüber Schiffsverkehr als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). Darüber hinaus nutzen die meisten der Zwergmöwen die Ostsee nur zur Zwischenrast während des Durchzuges. Für überwinternde bzw. rastende oder durchziehende Zwergmöwen besteht daher kein erhöhter Störeinfluss durch die eingesetzten Schiffe. Die baubedingten Wirkungen sind

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

darüber hinaus sowohl räumlich als auch zeitlich begrenzt. In Abständen sind Arbeiten zur Instandhaltung und Reparatur der Anlagen erforderlich (betriebsbedingt). Diese führen durch den damit verbundenen temporären Verkehr mit kleinen Servicebooten zu ähnlichen Auswirkungen wie in der Bauphase, jedoch in deutlich geringerem Ausmaß. Zeitlich treten solche Meidungen in begrenztem Umfang nur auf, wenn Service-Fahrten in eine Jahreszeit mit Rastvorkommen fallen.

Das zumeist zerstreute Vorkommen der Zwergmöwe von Herbst 2023 bis Frühjahr 2024 lässt keine Präferenzbereiche im Untersuchungsgebiet erkennen (IFAÖ 2025g).

Die zu erwartenden Scheuchwirkungen durch den Schiffsverkehr (bau- und betriebsbedingt) führen im worst-case-Fall zu einem kurzzeitigen, während der Dauer der Schiffspassage andauernden, Verlassen des Rastplatzes. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Zwergmöwen durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist jedoch von keinen erheblichen Störungen für die Zwergmöwe auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von der Zwergmöwe wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Zwergmöwe gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für die Zwergmöwe zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch baubedingte Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Als eine Art, die sich von an der Wasseroberfläche treibenden Nahrungspartikeln oder aus der Luft (Insekten) ernährt, sind Zwergmöwen nicht an bestimmte Habitatstrukturen gebunden, sondern jagen im Gebiet relativ frei. Aufgrund ihrer Unempfindlichkeit gegenüber Schiffen sind damit keine nennenswerten Einschränkungen für die Vögel verbunden. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig, kurzfristig und ohne relevante Beeinflussung der Nahrungsgrundlage, sodass keine erheblichen Störungen der Art auftreten.

Grundsätzlich liegt das Vorhabengebiet in keinem Vorkommensschwerpunkt der Zwergmöwe, so dass dort zwar einzelne Individuen, aber keine hohen Dichten der Art zu erwarten sind. Folglich ist

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*

eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der Art durch Störungen während der Rastzeit ausgeschlossen.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Zwergmöwen, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten der Zwergmöwe sind nach MENDEL et al. (2008) nur unregelmäßig in Deutschland zu finden und derzeit nicht vorhanden. VÖKLER (2014) gibt einzelne Vorkommen im Binnenland an der Trebel und Peene an. Brutvorkommen an der Küste sind zur Zeit nicht bekannt (HERRMANN 2023a). Eine Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung aufgrund vorhabenbedingter Wirkungen ist aufgrund der großen Entfernung zu diesen ausgeschlossen.

Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört.

Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden.

Zwergmöwen nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets ist kein regelmäßig genutztes Rast- oder Nahrungsgebiet der Zwergmöwe, da diese hier potenziell nur in geringen Dichten vorkommt. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Zwergmöwe *(Hydrocoloeus minutus)*
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.2.13 Larus-Möwen

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Schutzstatus	Gefährdungsstatus
☐ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. * RL M-V (Silbermöwe) Kat. 3 RL M-V (Sturmmöwe) Kat. R RL M-V (Heringsmöwe, Mantelmöwe) Kat. V RL M-V (Lachmöwe) Kat. * RL Deutschland (Silbermöwe, Sturmmöwe, Mantelmöwe, Lachmöwe) Kat. * RL Deutschland (Heringsmöwe)

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

In diesem Steckbrief werden alle Vogelarten zusammengefasst, die in Bezug auf die Vorhabenwirkungen keinerlei Empfindlichkeit zeigen. Dabei handelt es sich ausschließlich um Möwen.

Tabelle 8: Planungsrelevante Larus-Möwenarten für die artenschutzrechtliche Betrachtung des Vorhabengebietes OWP „Gennaker“

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name
Larus argentatus	Silbermöwe
Larus canus	Sturmmöwe
Larus fuscus	Heringsmöwe
Larus marinus	Mantelmöwe
Larus cachinnans	Steppenmöwe
Larus ridibundus (syn. *Chroicocephalus ridibundus)*	Lachmöwe

Die hier aufgeführten **Großmöwen** (Silber-, Sturm-, Hering- Mantel- und Steppenmöwe) sind omnivore Opportunisten. Im Offshorebereich stellt Fisch die wichtigste Nahrungskomponente dar. Möwen erbeuten Fisch auch, indem sie andere Seevögel parasitieren oder Fischereifahrzeugen folgen, um sich den Fisch in Form von Discard anzueignen. Aufgrund dieser Art des Nahrungserwerbs besitzen Möwen große Streifgebiete über dem Meer und sind nicht an bestimmte Wassertiefen gebunden.

Auch die Lachmöwe (**Kleinmöwe**) zeigt ein ähnliches Verhalten wie die Großmöwen und sucht im Schraubenwasser der Schiffe nach Nahrung.

Silbermöwen kommen zu allen Jahreszeiten bevorzugt an Küsten vor, im Winter auch auf Müllde-ponien weit im Binnenland. Abseits der Deponien bzw. den oft nahe gelegenen Schlafplätzen trifft man sie seltener in größerer Zahl. Im Winter sind Silbermöwen auch auf der offenen See relativ

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

weit verbreitet. Die Brutplätze befinden sich oft in Dünen, in lockerem Gras, auf Kiesstränden oder Felsinseln. Silbermöwen nutzen zahlreiche Nahrungshabitate (MENDEL et al. 2008).

Die Rastbestände der Silbermöwe [N-Europa & NW-Europa] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 1.300.000 bis 1.600.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 14.400 Individuen.

Sturmmöwen brüten meist auf Inseln, Landzungen oder in Sümpfen. In Mittel- und Westeuropa sind Sturmmöwen an den Küsten konzentriert. Die Wintergäste in Deutschland bilden vor allem Sturmmöwen aus dem Baltikum, Schweden und Finnland.

Unter den Sturmmöwen gibt es sowohl Standvögel als auch Kurzstreckenzieher. Hauptzugrichtung ist WSW bis SW, wobei bevorzugt an den Küsten oder im küstennahen Binnenland gezogen wird.

Sturmmöwen sind überwiegend tagaktiv, jedoch suchen sie auch in der Dämmerung nach Nahrung. Sturmmöwen weisen von allen europäischen Möwenarten das breiteste Nahrungsspektrum auf. Es besteht aus vielfältigen marinen und terrestrischen Beuteorganismen. Auf See ernähren sich die Sturmmöwen indem sie im Flug Nahrung von der Wasseroberfläche aufpicken, flach sturztauchen oder schwimmend Partikel aufpicken.

Die Rastbestände der Sturmmöwe [NW & Z-Europa/Atlantische Küste, Mittelmeer] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 1.400.000 bis 1.900.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 16.400 Individuen.

Heringsmöwe halten sich zu allen Jahreszeiten vorwiegend auf dem Meer oder in Küstennähe auf. An der deutschen Nordseeküste liegen große Heringsmöwenkolonien in Dünengebieten (v.a. Weiß- und Braundünen), kleinere Kolonien etablieren sich zunehmend auch in Salzwiesen, an Flachküsten und auf vegetationsreichen Küsteninseln. Heringsmöwen suchen oft in Entfernungen von 50-80 km (max. 135 km) zu den Brutkolonien überwiegend auf See nach Nahrung (MENDEL et al. 2008).

Heringsmöwen sind Teil-, Kurz- und Langstreckenzieher, wobei sie mitterweile häufiger im Norden ihres Brutareals überwintern. Das Wintergebiet umfasst den Nordatlantik um Großbritannien/Irland, außerdem Westeuropa, Nordafrika, Ostsee, Schwarzes Meer, Mittelmeer, Vorderasien bis Ostafrika (MENDEL et al. 2008).

Die Rastbestände der Heringsmöwe [NO-Europa & W-Sibirien/NO-Afrika] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 25.000 bis 1.000.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 10.000 Individuen.

Die Mantelmöwe lebt am häufigsten an den Küsten des Nordatlantiks und an den Küsten von Mitteleuropa. Sie brütet von Island und der Nordseeküste Großbritanniens und Nord-Frankreichs über Dänemark, Fennoskandien bis ins Baltikum und Russland sowie auf Spitzbergen. Im Nordsee- und Ostseeraum sind Mantelmöwen sowohl im Küstenraum als auch in den küstenferneren Seegebieten weit verbreitet. Mantelmöwen brüten sowohl auf felsigen Inseln, als auch auf Dünen und in Mooren.

Die Mantelmöwe ist ein Teilstrecken- und Kurzstreckenzieher. Durchzügler werden vor allem ab September an deutschen Küsten beobachtet, Individuen die an Nord- und Ostsee überwintern stammen vor allem aus Schweden und Süd-Norwegen.

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Mantelmöwen sind meist tag- und dämmerungsaktiv, als Schiffsfolger aber auch nachtaktiv. Die Nahrungssuche erfolgt hauptsächlich auf hoher See - dabei trifft man sie auch in Gebieten an, die bis 80 km von der Küste entfernt sind - aber auch in küstennahen Mülldeponien und in Seehäfen (MENDEL et al. 2008). Die Nahrung besteht hauptsächlich aus Fischen. Daneben ernährt sich die Mantelmöwe von Insekten, Krebstieren, Vögeln, Eiern, Säugetieren und Abfällen. Wie andere Vogelarten suchen sie auf Müllkippen, Grünflächen und Ackern nach allem, was den Hunger stillt. Auch die Fischereiaktivität ist von großer Bedeutung bei der Ernährung der Mantelmöwe. Diese Art ist ein regelmäßiger Schiffsfolger hinter Fischereifahrzeugen (MENDEL et al. 2008).

Die Rastbestände der Mantelmöwe [N-Europa & W-Europa] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 340.000 bis 378.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 3.600 Individuen.

Die Steppenmöwe ist nah verwandt mit Mittelmeer- und Silbermöwe, wird inzwischen jedoch als selbstständige Art betrachtet. Sie brütete ursprünglich von den Küsten und Zuflüssen des Schwarzen und Kaspischen Meeres ostwärts bis zu den mittelasiatischen Steppenseen und hat sich in letzter Zeit mit lokalen Brutvorkommen westwärts bis Mitteleuropa ausgebreitet und erscheint hier auch zunehmend nach der Brutzeit. Sie hybridisiert gelgentlich mit Silber- und Mittelmeermöwe (Bruterfolg wenig untersucht). Sie ist ein Koloniebrüter und bevorzugt kleine Inseln sowie flache Ufer (SVENSSON et al. 2015).

Die Rastbestände der Steppenmöwe [Schwarzes Meer & W-Asien/SW-Asien, NO-Afrika] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 200.000 bis 500.000 Individuen. Der Wert für das 1%-Kriterium liegt bei 3.200 Individuen.

Die Lachmöwe profitiert von Fischabfällen oder vom aufgewirbelten Schraubenwasser von Schiffen. Lachmöwen sind Schiffsfolger hinter Fischereifahrzeugen. Ein vermehrtes Aufkommen von Fischereifahrzeugen, das Anlanden des Fischfangs in Häfen sowie aufgewirbeltes Schraubenwasser erhöhen deshalb die Attraktivität eines Gebietes für Lachmöwen als Nahrungsraum. Lachmöwen weisen eine geringe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf und sind nur wenig empfindlich gegenüber Störungen durch Schiffsverkehr.

Die Rastbestände der Lachmöwe [W-Europa/W-Europa, W-Mittelmeer, W-Afrika] umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 2.750.000 bis 3.550.000 Individuen. Der Wert für das 1%-Kriterium liegt bei 31.000 Individuen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Die hier betrachtete Vogelgruppe umfasst ausschließlich Möwen, die an den Küsten und auf Meeresinseln ganzjährig anzutreffen sind Es handelt sich um regelmäßig auftretende, z. T. häufige Arten für die deutsche Ostsee (vgl. MENDEL et al. 2008). Heringsmöwen weisen einen ausgeprägten Durchzug auf, es überwintern nur äußerst geringe Bestände in der Ostsee.

Der Brutbestand der Silbermöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 19.500-24.000 Paare (GERLACH et al. 2019). Der deutsche Rastbestand wird in GERLACH et al. (2019) mit 155.000

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Ind. angegeben, was ca. 10,8 % der biogeographischen Population entspricht. Die Verbreitung in der Nordsee ist stark an das Wattenmeer gebunden. Insbesondere im Frühjahr, Sommer, und Herbst kommen sie entlang der gesamten Küste in hoher Anzahl im Wattenbereich sowie im Übergangsgebiet zwischen Watt und Offshore-Bereich vor (MENDEL et al. 2008, Abbildung 103). Im Sommer sind die Dichten im Offshore-Bereich eher gering. Im Herbst zeigt sich ein ähnliches Bild, doch nimmt der Bestand in der AWZ im Vergleich zum Sommer zu. Im Winter verringern sich die Bestände im Wattenmeer, während jene in der AWZ zunehmen (MENDEL et al. 2008). Die Rastbestandszahlen sind in MENDEL et al. (2008) für die deutsche Nordsee mit 74.000 Individuen im Frühjahr, 115.000 im Sommer, 98.000 im Herbst und 62.000 im Winter angegeben. Nach GARTHE et al. (2004) liegen die Verbreitungsschwerpunkte der Nachbrutperiode in den Mündungsbereichen von Weser und Elbe sowie zwischen Trischen und Scharhörn.

Die Rastbestandszahlen sind in MENDEL et al. (2008) für die deutsche Ostsee AWZ mit 1.200 Individuen im Frühjahr, 1.800 im Sommer, 4.100 im Herbst und 15.000 im Winter angegeben.

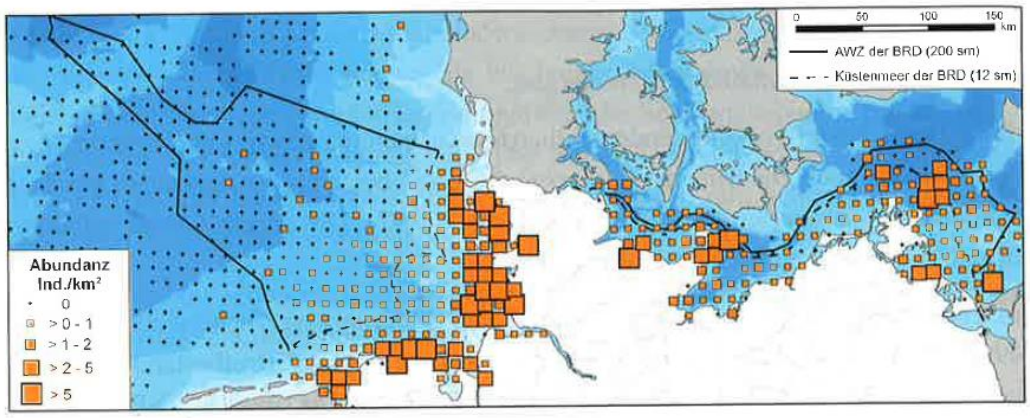


Abbildung 103: Verbreitung der Silbermöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach MENDEL et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006)

Der Brutbestand der Sturmmöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 17.000 Paare (GERLACH et al. 2019). Sturmmöwen brüten meist auf Inseln, Landzungen oder in Sümpfen. In Mittel- und Westeuropa sind Sturmmöwen an den Küsten konzentriert. Die Wintergäste in Deutschland bilden vor allem Sturmmöwen aus dem Baltikum, Schweden und Finnland.

Unter den Sturmmöwen gibt es sowohl Standvögel als auch Kurzstreckenzieher. Hauptzugrichtung ist WSW bis SW, wobei bevorzugt an den Küsten oder im küstennahen Binnenland gezogen wird.

Sturmmöwen sind überwiegend tagaktiv, jedoch suchen sie auch in der Dämmerung nach Nahrung. Sturmmöwen weisen von allen europäischen Möwenarten das breiteste Nahrungsspektrum auf. Es besteht aus vielfältigen marinen und terrestrischen Beuteorganismen. Auf See ernähren sich die Sturmmöwen indem sie im Flug Nahrung von der Wasseroberfläche aufpicken, flach sturztauchen oder schwimmend Partikel aufpicken. Der deutsche Rastbestand wird in GERLACH et al. (2019) mit 165.000 angegeben, was ca. 10 % der biogeographischen Population entspricht. Schwerpunkte liegen in den küstennahen Bereichen der Nordsee (Abbildung 104).

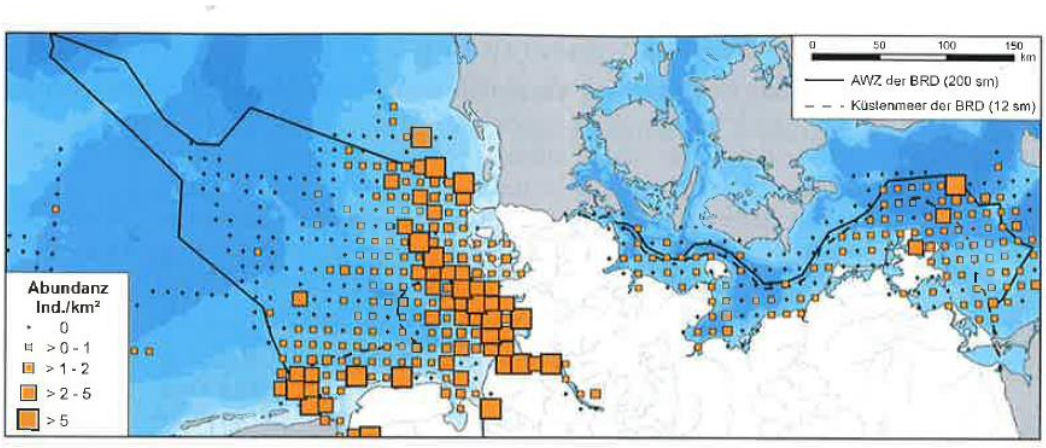


Abbildung 104: Verbreitung der Sturmmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach MENDEL et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006)

Der Brutbestand der Heringsmöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 ca. 44.000 Paare (GERLACH et al. 2019). Der deutsche Rastbestand der Unterarten *L. fuscus intermedius* sowie *L. fuscus fuscus* (Baltische Heringsmöwe) wird in GERLACH et al. (2019) mit 50.000-150.000 bzw. 51-150 Ind. angegeben, was ca. 5-15 % (*L. fuscus intermedius*) bzw. < 0,1 % (*L. fuscus fuscus*) der biogeographischen Population entspricht. Heringsmöwen halten sich in der Ostsee nur in geringer Anzahl und in verstreuten Vorkommen auf. Im Herbst kommen sie vertreut im Küsten- und Offshore-Bereich der Pommerschen Bucht vor (MENDEL et al. 2008, Abbildung 105). Die Rastbestandszahlen sind in MENDEL et al. (2008) für die deutsche Ostee mit 60 Individuen im Frühjahr, 160 im Sommer, 130 im Herbst und 11-50 im Winter angegeben.

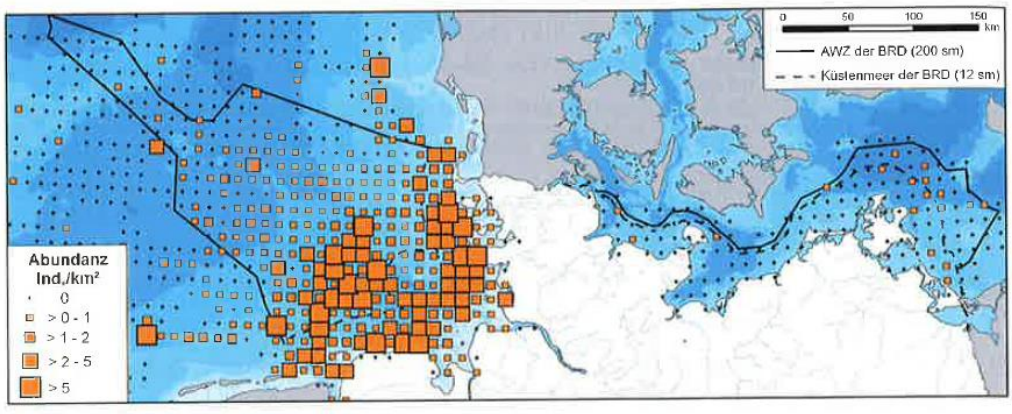


Abbildung 105: Verbreitung der Heringsmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach MENDEL et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006)

Der Brutbestand der Mantelmöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 100 Paare (GERLACH et al. 2019). In Deutschland ist die Mantelmöwe ein seltener Brutvogel, allerdings ein ganzjähriger Gast und Durchzügler. Mantelmöwen haben die deutsche Nordseeküste erst seit 1985 mit wenigen Brutpaaren besiedelt. In der deutschen Nordsee tritt die Mantelmöwe vor allem

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

im Herbst und Winter auf, wo sie die in südliche Überwinterungsgebiete abwandernde Heringsmöwe ersetzt. Vor allem im Winter entfalten viele Mantelmöwen eine pelagische Lebensweise und halten sich auch weitab der Küste auf und sind insgesamt fast flächendeckend in der Nordsee verbreitet. Wie die Silbermöwe ernähren sich Mantelmöwen häufig von Fischereiabfällen. Das vorliegende Verteilungsmuster bestätigt das Hauptvorkommen von Mantelmöwen als Durchzügler und Überwinterer von Herbst bis Frühjahr. Im Sommer deutet sich eine Konzentration auf das Gebiet um Helgoland an. Der deutsche Rastbestand wird in GERLACH et al. (2019) mit 18.500 angegeben, was ca. 5 % der biogeographischen Population entspricht.

Im Sommer kommen Mantelmöwen aufgrund der wenigen Brutpaare an der südlichen Ostseeküste nur in geringen Dichten in der Kieler, Mecklenburger und Pommerschen Bucht vor. Dabei handelt es sich überwiegend um immature Nichtbrüter. Während des Wegzuges nimmt das Vorkommen deutlich zu und wird im Winter noch zahlenstärker. Mantelmöwen sind zu dieser Jahreszeit in fast allen Bereichen der deutschen Ostsee verbreitet. Im Frühjahr nimmt das Vorkommen in der gesamten Ostsee wieder deutlich ab. Höhere Dichten wurden nur im Greifswalder Bodden festgestellt (MENDEL et al. 2008, Abbildung 106). Die Rastbestandszahlen sind in MENDEL et al. (2008) für die deutsche Ostsee mit 7.000 Individuen im Winter angegeben.

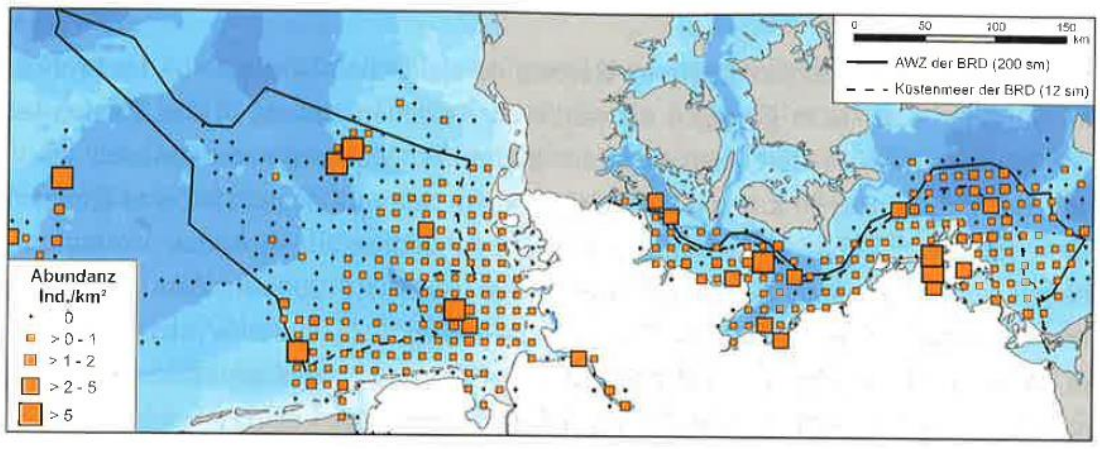


Abbildung 106: Verbreitung der Mantelmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Winterhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach MENDEL et al. 2008), Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006)

Der Brutbestand der Steppenmöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 750 Paare (GERLACH et al. 2019). Der deutsche Rastbestand wird in GERLACH et al. (2019) mit 3.001-8.000 angegeben, was ca. 1-2,5 % der biogeographischen Population entspricht.

Der Brutbestand der Lachmöwe in Deutschland betrug im Zeitraum 2011-2016 115.000-160.000 Paare (GERLACH et al. 2019). Die Daten der Wasservogel- und Möwen-Schlafplatzzählung verdeutlichen, dass Lachmöwen auch im Winter weit verbreitet sind. Neben den Küstenabschnitten konzentrieren sich die Vorkommen vor allem auf die wasserreichen Ballungsräume (Berlin, Rhein-Ruhr, Rhein-Main). Der Mitwinterbestand wird auf ca. 235.000 Individuen geschätzt. Etwa 90% der Lachmöwen halte sich zu dieser Jahreszeit im Binnenland auf. An der Nordseeküste werden im

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

August/September die Maximalzahlen von 150.000 bis 250.000 Individuen erreicht, dagegen sind außerhalb der Brutzeit zwischen November und Februar dort nur noch weniger als 10.000 Individuen anwesend.

Während des Heimzuges im Frühjahr treten Lachmöwen vereinzelt auch in den küstenfernen Bereichen der Ostsee auf (MENDEL et al. 2008, Abbildung 107). Der deutsche Rastbestand wird in GERLACH et al. (2019) mit 220.000 angegeben, was ca. 7 % der biogeographischen Population entspricht.

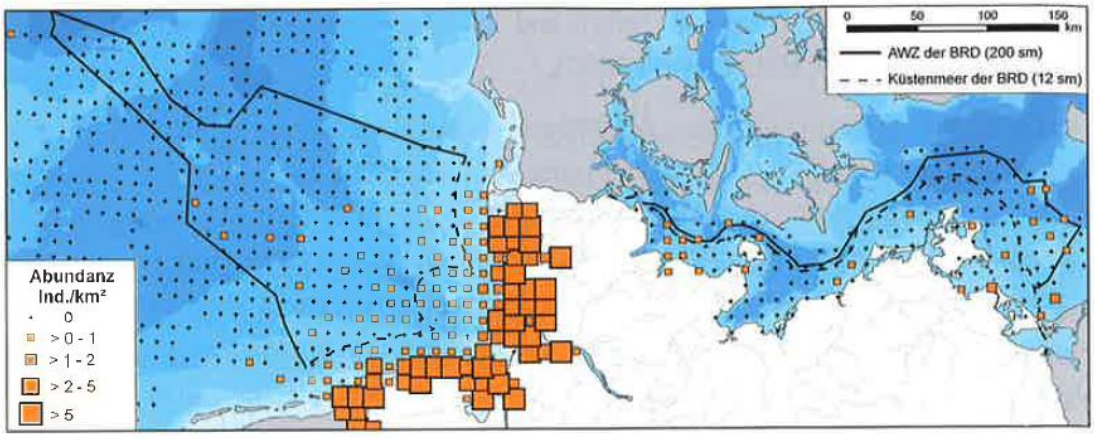


Abbildung 107: Verbreitung der Lachmöwe auf der deutschen Nord- und Ostsee im Sommerhalbjahr, basierend auf Schiffstransektzählungen (nach MENDEL et al. 2008, Bezugszeitraum: Nordsee: 1990-2006, Ostsee: 2000-2006)

***Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommern*:**

Der Rastbestand der Silbermöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 8.000 Individuen (BIOM 2024). Der Brutbestand liegt bei 2.800-3.500 Paaren (Bezugszeitraum: 2005-2009, VÖKLER 2014). Für Brackwasserbiotope entlang der Ostseeküste von M-V in den Jahren 2001-2003 gibt KUBE (2006) 3.000-3.500 Brutpaare an. In ihrem Brutvorkommen beschränkt sich die Silbermöwe weitgehend auf die Küste, nur einzelne Bruten erfolgen im Binnenland. Im Jahr 2022 wurden 2.637 Brutpaare in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen. Vorkommensschwerpunkte sind die Inseln Walfisch (Wismarbucht), Pagenwerder (Unterwarnow), Barther Oie (Darß-Zingster-Boddenkette), Beuchel, Heuwiese (alle Rügen) sowie die Werderinseln Riems, Struck und Freesendorfer Wiesen und die Greifswalder Oie (alle Greifswalder Bodden) (HERRMANN 2023a).

Silbermöwen traten im Frühjahr 2019 im gesamten Untersuchungsgebiet (BfN-Seevogelmonitoring) auf. Schwerpunkte bildeten die Lübecker Bucht und der Greifswalder Bodden (Abbildung 108). Im Winter 2019/20 traten sie ebenfalls im gesamten Untersuchungsgebiet (BfN-Seevogelmonitoring) auf. Hohe Dichten wurden vor Usedom, nördlich des Darß, zwischen Oderbank und Adlergrund sowie nördlich von Rügen festgestellt (Abbildung 109).

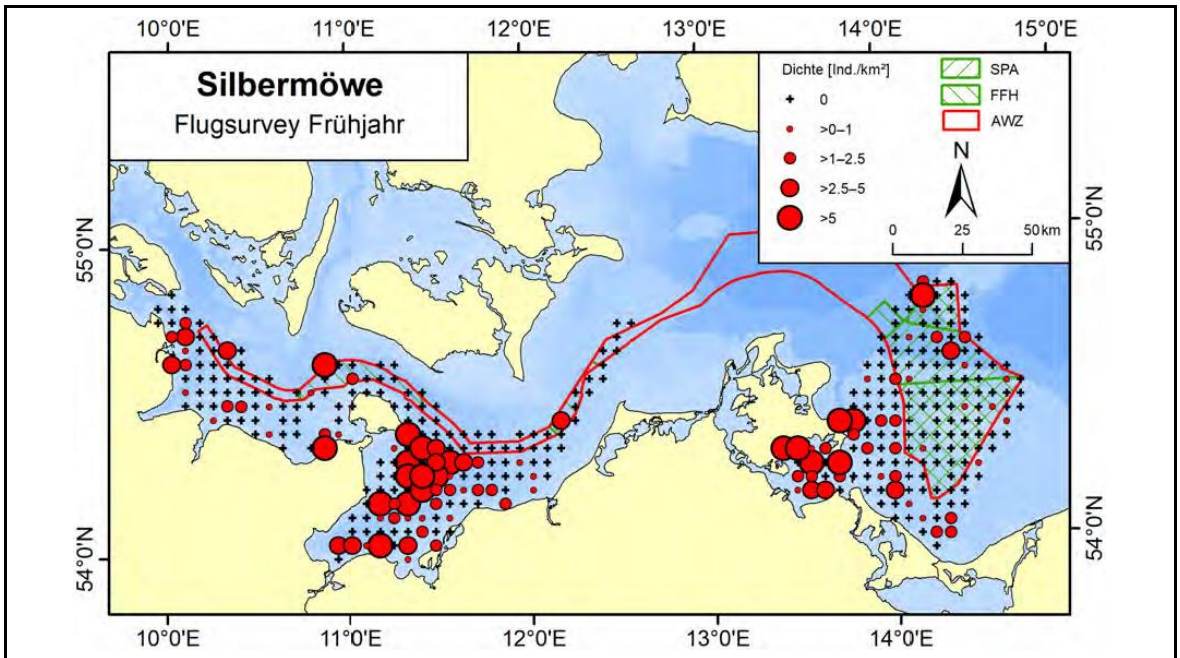


Abbildung 108: Verteilung von Silbermöwen (Larus argentatus) in der deutschen Ostsee im Frühjahr (24.03. und 07.04.2019) (BORKENHAGEN et al. 2020)

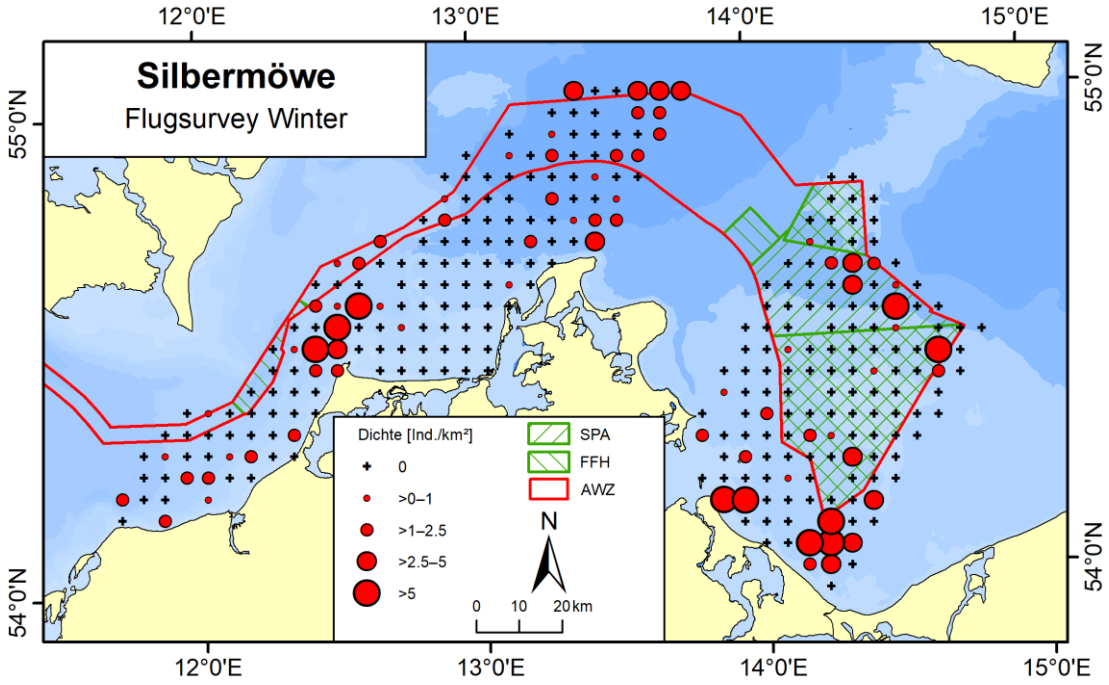


Abbildung 109: Verteilung von Silbermöwen (Larus argentatus) in der deutschen Ostsee im Winter (28.12.2019 und 14.02.2020) (BORKENHAGEN et al. 2021)

Entlang der Ostseeküste ist die Sturmmöwe ein mäßig häufiger Brutvogel, der im Usedomer Raum nur selten nistend vorkommt. Verbreitungsschwerpunkt bildet die Wismarbucht, insbesondere auf der Insel Langenwerder. Weitere regelmäßige Vorkommen befinden sich in der Barther Boddenkette, Westrügen und im Greifswalder Bodden (VÖKLER 2014). In der Pommerschen Bucht können

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

zu allen Jahreszeiten Sturmmöwen in geringer Anzahl beobachtet werden. In der östlichen Ostsee sind Sturmmöwen während des Winters sowohl küstennah als auch küstenfern weit verbreitet. Während des Heimzuges nehmen diese Vorkommen langsam ab, wobei lokale Konzentrationen weiterhin in der Pommerschen Bucht erkennbar sind, insbesondere im küstenfernen Bereich.

Der Rastbestand der Sturmmöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 2.500 Individuen (BIOM 2024). Der Brutbestand der Sturmmöwe liegt bei 2.500-3.000 Paaren (Bezugsraum: 2005-2009). Die Darß-Zingster-Boddenkette gehört zum Brutgebiet der Art. Im Jahr 2022 wurden 3.537 Brutpaare in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommersn nachgewiesen. Allein 3.200 Brutpaare wurden auf der Insel Langenwerder nachgewiesen. Größere Kolnien gab es auch auf der Barther Oie (115) sowie der Insel Liebitz (150, Westrügen) (HERRMANN 2023a).

Der Rastbestand der Heringsmöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. sieben Individuen (BIOM 2024). Der Brutbestand lag bei 1-3 Paaren (Bezugszeitraum: 2005-2009, VÖKLER 2014). Im Jahr 2022 wurden sieben Brutpaare in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen. Vorkommen gab es auf dem Pagenwerder (7, Unterwarnow) sowie auf dem Struck und Freesendorfer Wiesen (1) (HERRMANN 2023a).

Der Verbreitungsschwerpunkt der Mantelmöwe während der Rast liegt in der Arkonasee (GARTHE et al. 2003, IfAÖ eigene Beob.).

Der Rastbestand der Mantelmöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 674 Individuen (BIOM 2024) und damit weniger als 1 % der biogeographischen Population. Bei der IWZ wurden seit 1990 in M-V im Januar jeweils 750-1.500 Individuen entlang der Küste gezählt. Zeitgleich halten sich etwa 500-1.000 Individuen auf See auf (IfAÖ eigene Schätzung). Die Hauptnahrungsgebiete liegen um Rügen und in der AWZ. Mantelmöwen ernähren sich nur partiell von Abfällen der Schleppnetzfischerei (IfAÖ eigene Beob.). Sie halten sich ganzjährig in M-V auf. Während der Brutperiode April-Juli sind die Bestände gering. Der Winterbestand ist möglicherweise eine Funktion der Eisverhältnisse in der Ostsee. Die Mittwinterbestände weisen keinen Trend auf (bei der Bewertung der IWZ-Daten ist hier Vorsicht geboten, da Mantelmöwen sich überwiegend abseits der Küste aufhalten) (IFAÖ 2005).

Der Brutbestand lag bei 10-13 Paaren (Bezugszeitraum: 2005-2009, VÖKLER 2014). Im Jahr 2022 wurden zehn Brutpaare in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen. Vorkommen gab es auf den Inseln Walfisch (3, Wismarbucht), Pagenwerder (2, Unterwarnow), sowie Heuwiese (5, Rügen) (HERRMANN 2023a).

Das Auftreten der Mantelmöwe im Seegebiet nördl. Fischland/Darß/Zingst entspricht weitgehend dem der Silbermöwe. Auch diese Großmöwe wurde häufiger bei starker Fischereiaktivität beobachtet und trat in der Nähe von Fischkuttern und Schiffen auf. Der Rastbestand der Steppenmöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 59 Individuen (BIOM 2024). Im Jahr 2022 wurde ein Brutpaar in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommersn nachgewiesen. Dieses befand sich auf der Greifswalder Oie (HERRMANN 2023a).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Der Rastbestand der Lachmöwe während der landgestützten Wasservogelzählungen in M-V betrug 2021/22 ca. 13.000 Individuen (BIOM 2024). Der Brutbestand der Lachmöwe lag bei 15.000-21.000 Paaren (VÖKLER 2014, Bezugszeitraum: 2005-2009). Die Darß-Zingster-Boddenkette gehört zum Brutgebiet dieser Art. Im Jahr 2020 wurden 17.544 Brutpaare in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommersn nachgewiesen. Vorkommensschwerpunkte gab es auf den Inseln Langenwerder (720 BP, Wismarbucht), Barther Oie (162 BP, Darß-Zingster-Boddenkette), Böhmke und Werder (8.400 BP, Achterwasser Usedom) sowie dem Riether Werder (10.300 BP, Stettiner Haff). Allein in den letzten beiden Gebieten gab es >95 % der erfassten Brutpaare (HERRMANN 2023a).

Während des Heimzuges im Herbst gibt es lokal größere Konzentrationen u. a. in der Wismarbucht und im südlichen Greifswalder Bodden. Im Winter halten sich Lachmöwen bevorzugt küstennah auf. Während des Heimzuges im Frühjahr treten Lachmöwen vereinzelt auch in den küstenfernen Bereichen der Ostsee auf (MENDEL et al. 2008).

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 360 Silbermöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Silbermöwen ganzjährig erfasst, mit den höchsten Dichten im Januar 2024 von 0,28 Ind./km² sowie 0,22 Ind./km² im Oktober 2023. Alle weiteren monatlichen Dichten waren deutlich geringer. Silbermöwen wurden während aller Flugtransekt-Erfassungen festgestellt. Die höchste mittlere saisonale Dichte lag mit 1,15 Ind./km² im Winter 2023/2024 (IFAÖ 2025g).

Bei den Flugerfassungen wurden Silbermöwen in allen Teilen des Untersuchungsgebietes in überwiegend geringen Dichten festgestellt. Rasterzellen erhöhter Dichte fanden sich nur nördlich und westlich des Darß. Ansonsten waren sie lückenhaft im gesamten Untersuchungsgebiet zu finden (Abbildung 110). In allen Saisons wurden Silbermöwen im Bereich des OWP „Baltic 1“ festgestellt (IFAÖ 2025g).

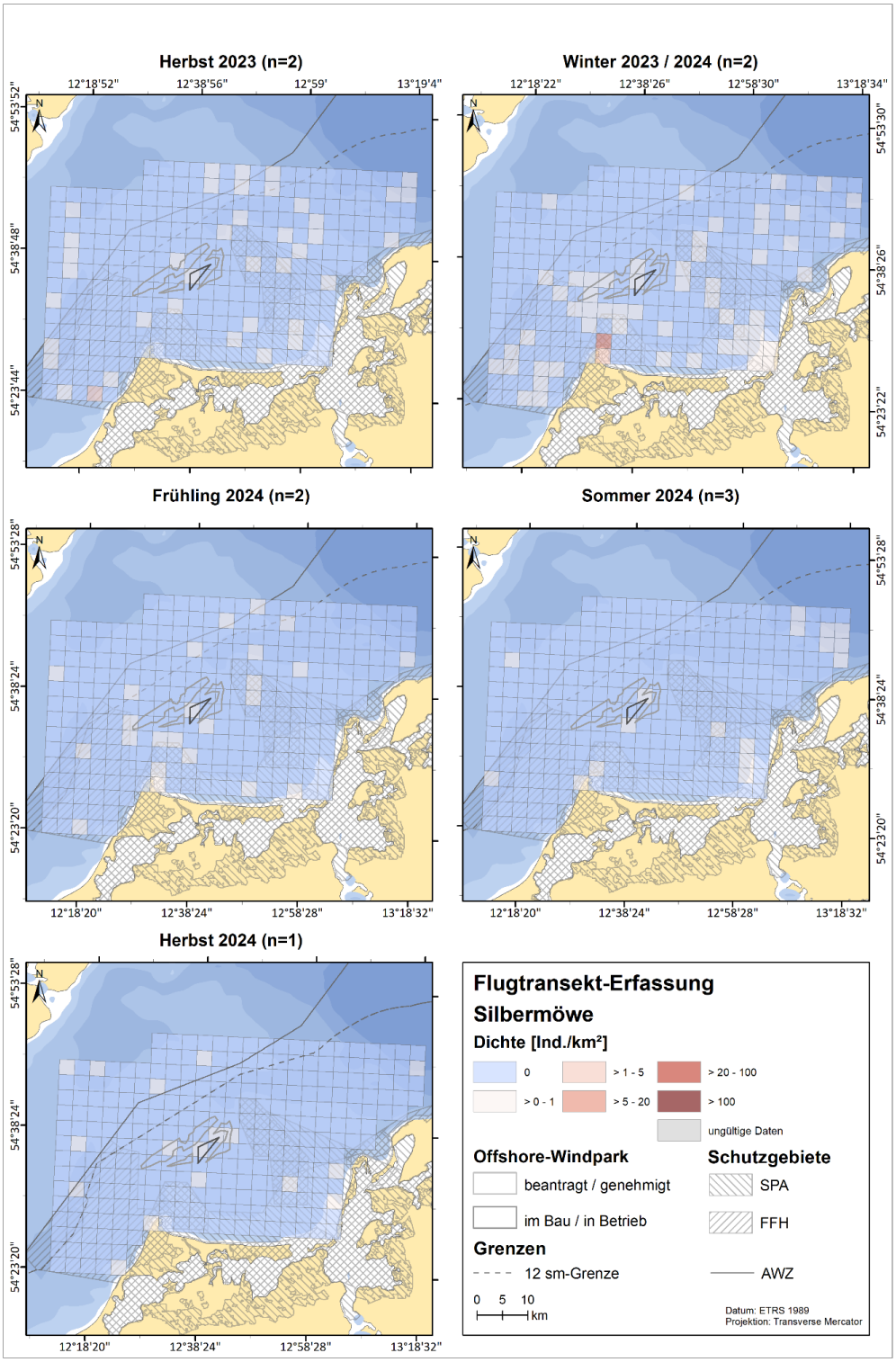


Abbildung 110: Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IFAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 333 Silbermöwen erfasst, davon befanden sich 125 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte der Silbermöwe wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 0,26 Ind./km² im November 2023 festgestellt, gefolgt von 0,23 Ind./km² im Oktober 2023. Das saisonale Maximum von 0,15 Ind./km² lag im Winter 2023/2024, gefolgt von 0,13 Ind./km² im Herbst 2023 (IFAÖ 2025g).

Bei den Schiffserfassungen zeigte sich eine relativ großflächige Verbreitung der Silbermöwe im Winter 2023/2024 im Untersuchungsgebiet (Abbildung 111). In den übrigen Saisons war die Verbreitung lückig bis zerstreut. Es konnten keine Verbreitungsschwerpunkte ausgemacht werden (IFAÖ 2025g).

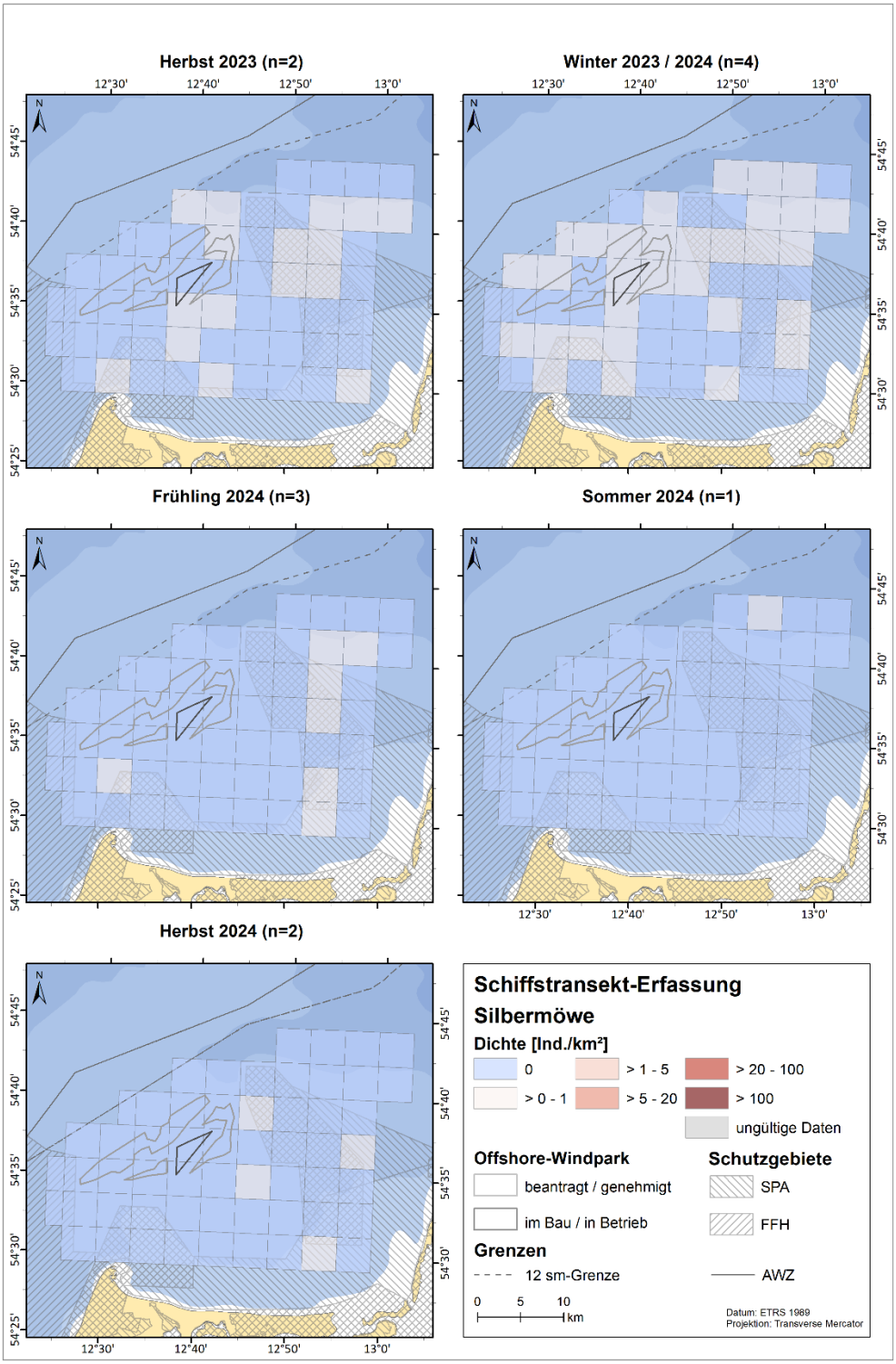


Abbildung 111: Räumliche Verteilung der Silbermöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Während des Hauptauftretens wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,19 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. In den Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile jeweils bei 0,01 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 345 Sturmmöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Sturmmöwen das ganze Jahr über festgestellt, mit den höchsten Dichten von 0,33 Ind./km² im Oktober 2023. Die Sturmmöwe trat während aller Befliegungen auf. Die höchste mittlere saisonale Dichte lag entsprechend mit 0,17 Ind./km² im Herbst 2023, gefolgt vom Winter 2023/2024 mit 0,11 Ind./km² (IFAÖ 2025g).

Die Flugerfassungen zeigen in Herbst 2023 und Winter 2023/2024, ein verteiltes Vorkommen dieser Art im gesamten Untersuchungsgebiet (Abbildung 112). In den übrigen Jahreszeiten wurden Sturmmöwen zerstreut im Untersuchungsgebiet registriert. Kleine Verbreitungsschwerpunkte fanden sich am Darßer Ort und nördlich von Hiddensee (IFAÖ 2025g).

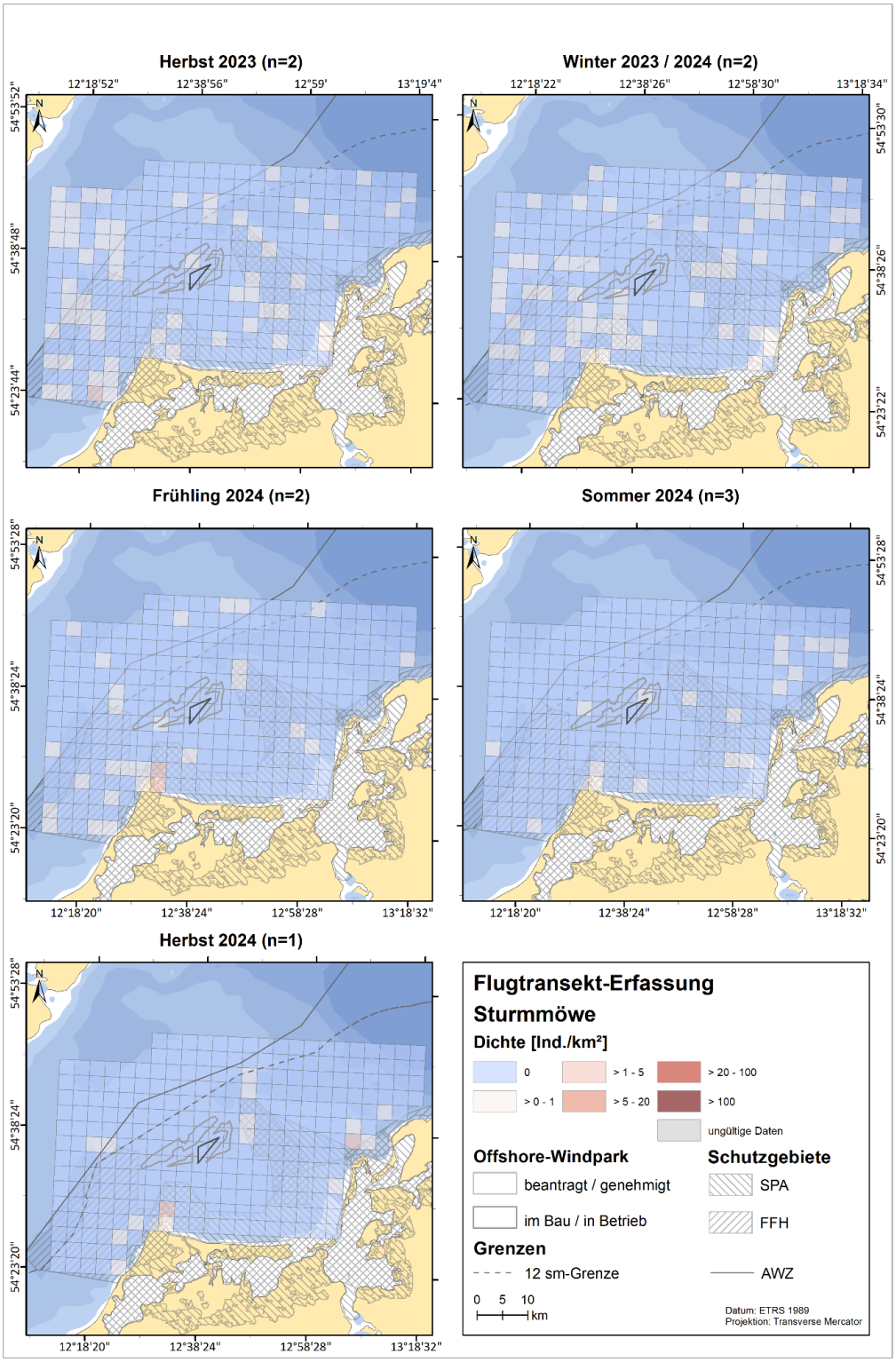


Abbildung 112: Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen
Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 149 Sturmmöwen erfasst, davon befanden sich 60 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g). Die höchste monatliche Dichte der Sturmmöwe wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 0,14 Ind./km² im April festgestellt, gefolgt von 0,12 Ind./km² im November. Die saisonalen Maxima von 0,07 bzw. 0,06 Ind./km² wurden sowohl im Winter 2023/2024 bzw. im Herbst 2023 festgestellt (IFAÖ 2025g). Die Schiffserfassungen zeigen ein lückenhaftes Vorkommen der Sturmmöwe im Untersuchungsgebiet. Ein Verbreitungsschwerpunkt konnte nicht klar ausgemacht werden (Abbildung 113) (IFAÖ 2025g).

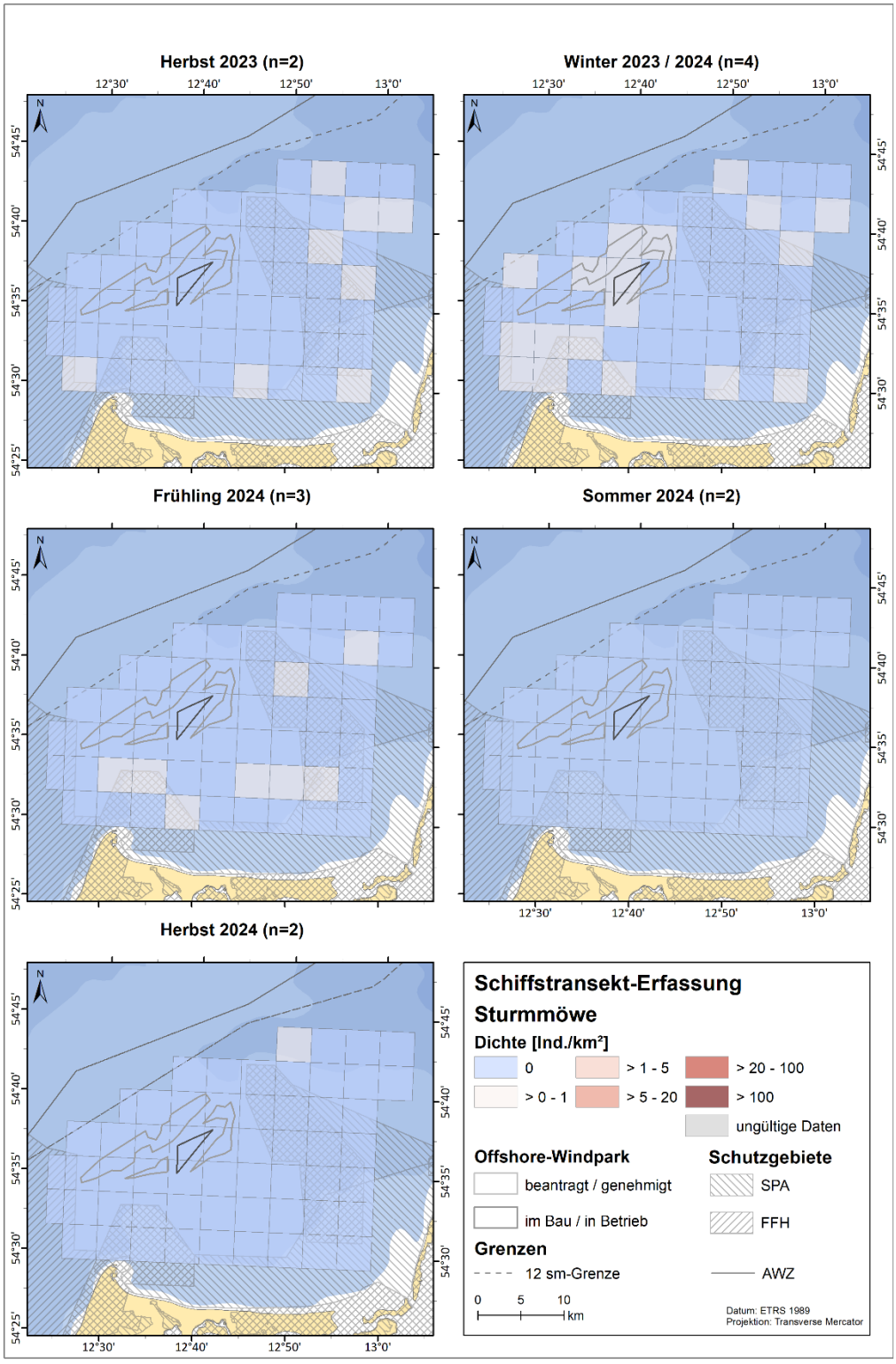


Abbildung 113: Räumliche Verteilung der Sturmmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Mit der im Vorhabengebiet maximal ermittelten Dichte der Sturmmöwe von 0,11 Ind./km² liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2-km-Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile jeweils bei < 0,01 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne 2 km-Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 zwölf Heringsmöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurde in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 sieben Heringsmöwen im Schiffsuntersuchungsgebiet davon vier im Transektbereich festgestellt wurden. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IFAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 115 Mantelmöwen festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Digitalflügen im Untersuchungsjahr 2023/2024 wurden Mantelmöwen hauptsächlich im Winter erfasst, mit der höchsten Dichte im Januar 2024 von 0,11 Ind./km², gefolgt vom Oktober 2023 mit 0,10 Ind./km². Sie traten regelmäßig in allen Befliegungen, außer Mai und Juni, mit geringen Dichten auf. Die höchste mittlere saisonale Dichte lag entsprechend mit 0,08 Ind./km² im Herbst 2023 (IFAÖ 2025g).

Bei den Flugerfassungen wurden Mantelmöwen zerstreut über das Untersuchungsgebiet, sowohl in Flachwasserbereichen als auch in den tieferen Wasserzonen, registriert. Insgesamt waren sie lückenhaft im gesamten Untersuchungsgebiet zu finden (Abbildung 114). Rasterzelle erhöhter Dichte wurden nicht festgestellt. Wie Herings- und Silbermöwen ernähren sich auch Mantelmöwen häufig von Fischereiabfällen (GARTHE & SCHERP 2003). Assoziationen mit fischereilichen Aktivitäten können zu Ansammlungen von Mantelmöwen führen. In mehreren Saisons wurden Mantelmöwen an Darßer Ort festgesellt (IFAÖ 2025g).

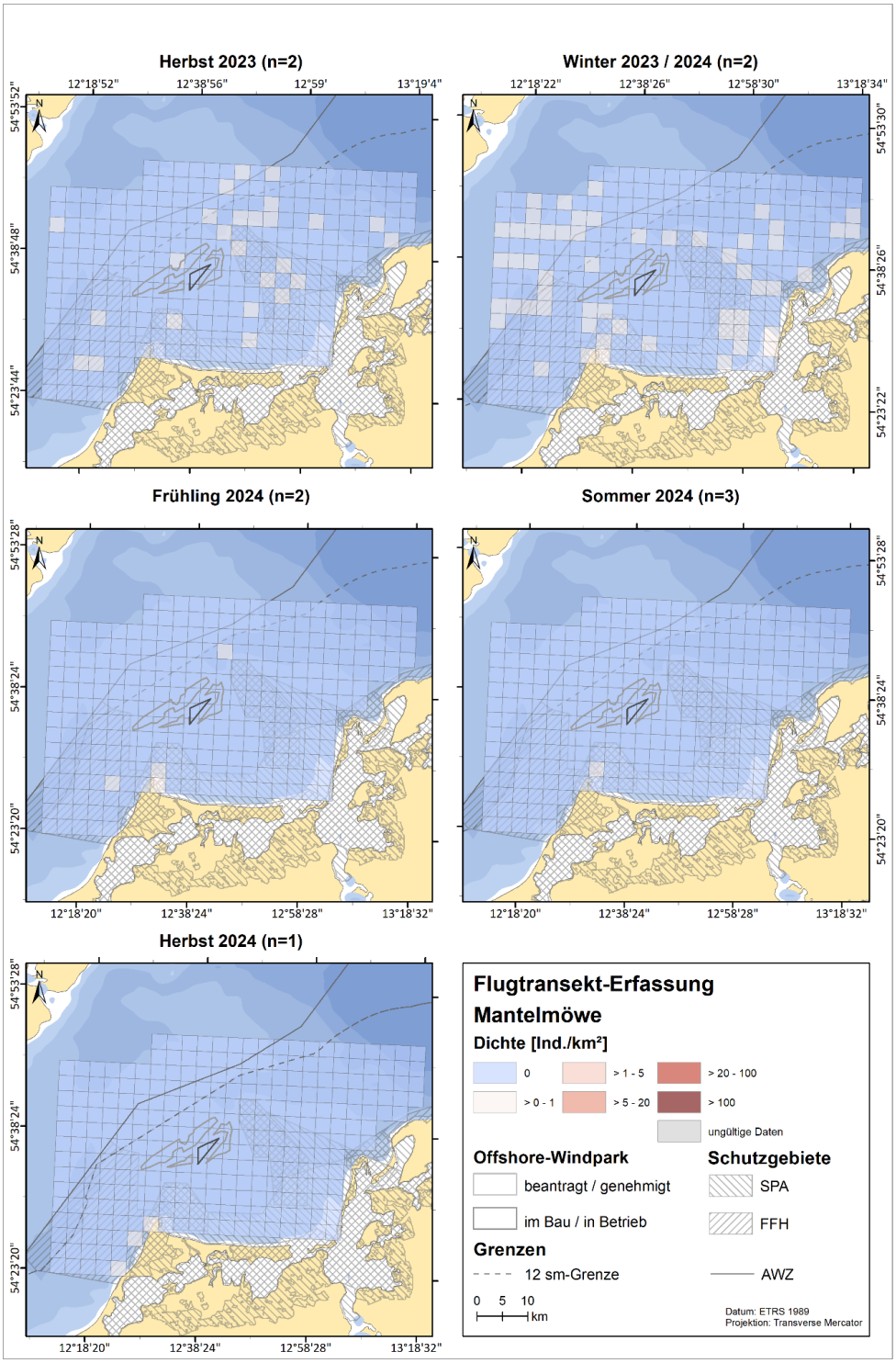


Abbildung 114: Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Bei den Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 insgesamt 104 Mantelmöwen erfasst, davon befanden sich 49 Tiere innerhalb des Transektbereichs (IFAÖ 2025g).

Die höchste monatliche Dichte der Mantelmöwe wurde im Untersuchungsjahr 2023/2024 mit 0,09 Ind./km² im Oktober, die zweithöchste Dichte mit 0,08 Ind./km² im September 2023 festgestellt. Das saisonale Maximum von 0,08 Ind./km² lag im Herbst 2023. Im Winter 2023/2024 wurden 0,05 Ind./km² festgestellt (IFAÖ 2025g).

Bei den Flugerfassungen wurden Mantelmöwen zerstreut über das Untersuchungsgebiet, sowohl in Flachwasserbereichen als auch in den tieferen Wasserzonen, registriert. Insgesamt waren sie lückenhaft im gesamten Untersuchungsgebiet zu finden (Abbildung 115). Rasterzellen erhöhter Dichte wurden nicht festgestellt. Wie Herings- und Silbermöwen ernähren sich auch Mantelmöwen häufig von Fischereiabfällen (GARTHE & SCHERP 2003). Assoziationen mit fischereiliche Aktivitäten können zu Ansammlungen von Mantelmöwen führen. In mehreren Saisons wurden Mantelmöwen am Darßer Ort festgesellt. (IFAÖ 2025g).

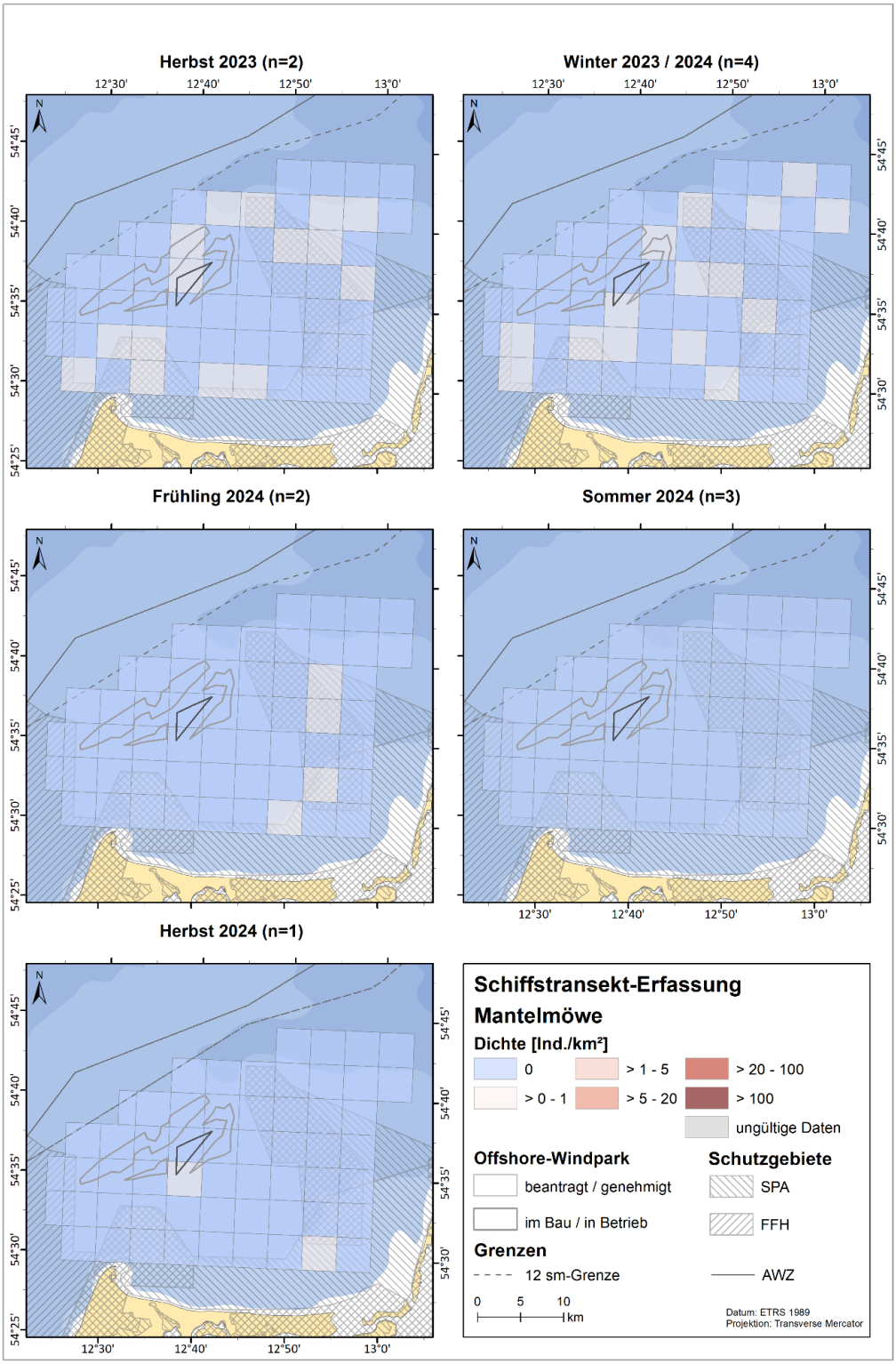


Abbildung 115: Räumliche Verteilung der Mantelmöwe bei Schiffstransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet zum Vorhaben OWP „Gennaker“ zwischen Herbst 2023 und Herbst 2024 (IfAÖ 2025g).

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Während des Hauptauftretens der Mantelmöwe wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet eine Dichte von 0,05 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lag dieser Anteil jeweils bei 0,01 %. Daher kommt dem Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ mit und ohne Pufferbereich nur eine geringe Bedeutung zu (IfAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 eine Steppenmöwe festgestellt (IfAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurde in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 neun Steppenmöwen im Schiffsuntersuchungsgebiet davon vier im Transektbereich festgestellt wurden. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IfAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Bei den Flugtransekt-Erfassungen im Untersuchungsgebiet wurden im Untersuchungsjahr 2023/2024 104 Lachmöwen festgestellt (IfAÖ 2025g).

Im Zuge der Schiffstransekt-Erfassungen wurde in den Untersuchungszeiträumen September 2023 bis August 2024 37 Lachmöwen im Schiffsuntersuchungsgebiet davon elf im Transektbereich festgestellt wurden. Aufgrund des sporadischen Auftretens wird auf eine weiter Analyse verzichtet (IfAÖ 2025g).

Bezogen auf das Vorhabengebiet zzgl. 2 km-Pufferzone wird das 1 %-Kriterium nicht erreicht.

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- keine artspezifischen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Möwen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Möwen kommen.

Silbermöwen sind wenig empfindlich gegenüber Störungen durch den Schiffsverkehr. Auch ist die Gefahr einer Kollision mit OWEA aufgrund der guten Flugfähigkeiten als gering einzustufen (Mendel et al. 2008). Die nächtliche Flugaktivität wird als mittel eingestuft. Der Wert im

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Windenergieanlagen-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) liegt im unteren Drittel aller untersuchten Arten (11,0). Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist hoch (I.4), bei einem geringen naturschutzfachlichen Wert (Stufe 4) sowie einem sehr hohen Populations-Sensitivitäts-Index (Stufe 2). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit C.7 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Dennoch kann es aufgrund der starken Flugaktivitäten auf See, der durchschnittlichen Flughöhe (auf Höhe der Rotoren) und bei Nachtflügen, insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen, zu Kollisionen kommen. Aufgrund der regelmäßigen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Silbermöwen als Rastvögel und der Attraktionswirkung der OWEA (s. o.) sind Kollisionen nicht auszuschließen. Die Silbermöwe wurde am häufigsten im Höhenbereich 10–20 m (Individuenanteil 38 %) festgestellt. Im Höhenbereich 20–50 m flog knapp ein Viertel der Silbermöwen, zwischen 50 und 100 m Höhe knapp ein Fünftel. Die übrigen Individuen verteilten sich auf die übrigen Höhenbereiche bis 200 m Höhe, in größeren Höhen wurde die Art nicht registriert (IFAÖ 2025d).

Verringert wird das Risiko, insbesondere während nächtlicher Flugbewegungen, durch Vermeidungsmaßnahmen, die sich mindernd auf das Kollisionsrisiko auswirken (s. u.).

Sturmmöwen sind wenig empfindlich gegenüber Störungen durch den Schiffsverkehr. Auch ist die Gefahr einer Kollision mit WEA aufgrund der guten Flugfähigkeiten als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den populationsbiologischen Sensitivitäts-Index bei einem geringen naturschutzfachlichen Wert-Index (Stufe 4) mit „hoch“ (Stufe 3) und die Mortalitätsgefährdung (MGI) mit „mittel“ (III.7) an. Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA wird mit „mittel“ (C.7) bewertet. Die nächtliche Flugaktivität wird als mittel eingestuft. Dennoch kann es aufgrund der starken Flugaktivitäten auf See, der durchschnittlichen Flughöhe (auf Höhe der Rotoren) und bei Nachtflügen, insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen, zu Kollisionen kommen. Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Sturmmöwen als Rastvögel sind Kollisionen mit WEA aber nur in seltenen Einzelfällen zu erwarten.

Mantelmöwen gehören zu der Gruppe der Gastvögel und Nahrungsgäste, bei der von einem erhöhten Kollisions- bzw. Gefährdungsrisiko ausgegangen werden muss. Mantelmöwen sind meist tag- und dämmerungsaktiv, als Schiffsfolger aber auch nachtaktiv. Sie sind einigermaßen wendige Flieger mit relativ hoher Manövrierfähigkeit und können bei ihrem ausdauernden Flug Geschwindigkeiten von bis zu 110 km/h erreichen (MENDEL et al. 2008).

Mantelmöwen sind wenig empfindlich gegenüber Störungen durch den Schiffsverkehr. Auch ist die Gefahr einer Kollision mit WEA aufgrund der guten Flugfähigkeiten als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.6), bei einem ebenfalls mittleren naturschutzfachlichen Wert (Stufe 3) sowie einem sehr hohen Populations-Sensitivitäts-Index (Stufe 2). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit B.4 als „hoch“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021). Der Wert im Windenergieanlagen-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) liegt recht hoch in der vorderen Hälfte aller untersuchten Arten (18,3). Dies kommt daher, da Mantelmöwen die OWEA oft als Ruheplatz nutzen und sich auch von drehenden Rotoren nicht abschrecken lassen.

Die nächtliche Flugaktivität wird als mittel eingestuft. Dennoch kann es aufgrund der starken Flugaktivitäten auf See, der durchschnittlichen Flughöhe (auf Höhe der Rotoren) und bei Nachtflügen,

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen, zu Kollisionen kommen. Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Mantelmöwen als Rastvögel sind Kollisionen mit WEA aber nur in seltenen Einzelfällen zu erwarten.

Lachmöwen sind wenig empfindlich gegenüber Störungen durch den Schiffsverkehr. Auch ist die Gefahr einer Kollision mit WEA aufgrund der guten Flugfähigkeiten als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). Die Lachmöwe zählt zu den am wenigsten störungsempfindlichen Seevögeln (Sensitivitätsindex 7,5; GARTHE & HÜPPOP 2004). Nächtliche Flugaktivitäten zeigen Lachmöwen nur in den Brutkolonien, folglich nur im Küstenbereich. BERNOTAT & DIERSCHKE (2021) geben den Populations Sensitivitäts-Index mit „hoch“ (Stufe 3) und den naturschutzfachlichen Wert mit „gering“ (Stufe 4) an. Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mit „mittel“ (III. 7) und die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ebenfalls mit „mittel“ (C. 7) bewertet. Die nächtliche Flugaktivität wird als mittel eingestuft. Dennoch kann es bei stärkeren Flugaktivitäten auf See und Flughöhen auf Höhe der Rotoren sowie bei Nachtflügen, insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen, zu Kollisionen kommen. Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabengebietes „Gennaker“ durch Lachmöwen als Rastvögel sind Kollisionen mit den OWEA aber nur in seltenen Einzelfällen zu erwarten.

Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Möwen zu ca. 55 - 80 % unterhalb von 10 m und zu ca. 95 % unterhalb von 50 m. Bei einer Untersuchung von DIERSCHKE & DANIELS (2003) wurden fliegende Sturmmöwen zu 86,1 %, Heringsmöwen zu 81,1 % und Lachmöwen zu 87,9 % unterhalb von 50 m beobachtet. Die Flughöhenverteilung der Möwen im Vorhabengebiet „Gennaker“ wurde (mit Ausnahme der Silbermöwe) nicht ermittelt. Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Das Gros der Larus-Möwen zieht damit unterhalb des Rotors und damit außerhalb des Gefahrenbereichs. Die Sturmmöwe ist kein klassischer saisonaler Zugvogel und auch eher tagaktiv (MENDEL et al. 2008), sodass für diese Art im Vorhabengebiet ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden kann. Als Zugvögel auftreten können dagegen die Lachmöwe und die Mantelmöwe (zumeist Individuen aus Nordeuropa) (MENDEL et al. 2008). Die Silbermöwe ist zwar auch in allen drei Phasen aktiv, die Brutvögel der Ostseeküste wandern jedoch nicht über die Ostsee, sondern ins Binnenland oder an die Nordsee (MENDEL et al. 2008). Für die meisten Möwenarten kann daher ein geringes Kollisionsrisiko prognostiziert werden. Lediglich die Lachmöwe und die Mantelmöwe fliegen als Zugvögel über die Ostsee und sind auch als Schiffsfolger nachtaktiv und damit kollisionsgefährdet. Nächtliche Flugaktivitäten zeigen Lachmöwen jedoch wie oben erwähnt ausschließlich in der Nähe der Brutkolonien.

Die meisten Möwenarten zeigen keine großräumige Meidung von OWP und fliegen teilweise auch in höheren Anteilen in Rotorhöhe (COOK et al. 2012). Aktuelle Untersuchungen in britischen OWP zeigen für die Großmöwenarten Silber-, Herings- und Mantelmöwe ein ausgeprägtes groß- bis kleinräumiges Ausweichverhalten mit Anteilen von 99,6-99,8 % den Rotoren ausweichender Vögel (SKOV et al. 2018). Dementsprechend ist von einem geringen Kollisionsrisiko auszugehen.

Auf Individuenebene sind Verluste rastender Möwen durch Vogelschlag jedoch nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsopfern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA und Rotoren sind nicht zu prognostizieren.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Möwen halten sich als häufige Schiffsfolger in unmittelbarer Nähe der Schiffe auf, besitzen aber eine hohe Manövrierfähigkeit, so dass ihre Empfindlichkeit gegenüber Kollisionen mit technischen Anlagen als gering eingeschätzt wird (MENDEL et al. 2008).

Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Kollisionen können aufgrund der langsam fahrenden Schiffe und hoher Manövrierfähigkeit der Möwen ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?
☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Möwen nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung, Habitatverlust

Lach-, Sturm-, Silber- und Mantelmöwen zeigen keine signifikante Meidung von OWP und nutzen die OWEA und Umspannplattformen teilweise als Rastplätze (DIERSCHKE et al. 2016), so dass diese Vögel nicht von Habitatverlusten oder Barrierewirkungen betroffen sind.

Aufgrund des sporadischen Auftretens wurde auf eine weitere Analyse des Vorkommens der Lachmöwe verzichtet (IFAÖ 2025g).

Mit der im Vorhabengebiet maximal ermittelten Dichte der Sturmmöwe von 0,11 Ind./km² liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2-km-Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile jeweils bei < 0,01 % (IFAÖ 2025g).

Während des Hauptauftretens der Silbermöwe wurde im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,19 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lagen diese Anteile jeweils bei 0,01 % (IFAÖ 2025g).

Während des Hauptauftretens der Mantelmöwe wurde 2023/2024 im Vorhabengebiet OWP „Gennaker“ eine Dichte von 0,05 Ind./km² festgestellt. Somit liegt der Anteil der biogeographischen Population im Vorhabengebiet sowie im Vorhabengebiet zzgl. 2 km Puffer jeweils bei < 0,01 %. Während der Untersuchungen 2012 – 2016 lag dieser Anteile jeweils bei 0,01 % (IFAÖ 2025g).

Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Populationen (Silbermöwe: 14.400 Ind., Mantelmöwe: 3.600 Ind., Sturmmöwe: 16.400 Ind., Lachmöwen: 31.000 Ind.) bei weitem nicht erreicht.

Erhebliche Störungen, die den Erhaltungszustand der lokalen Population der genannten Möwenarten verschlechtern, sind daher nicht zu erwarten. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt.

Störung durch Schiffsverkehr

Möwen sind wenig empfindlich gegenüber anthropogener Störung und weisen nur eine sehr geringe Fluchtdistanz gegenüber Schiffen auf (GARTHE et al. 2004).

Die meisten **Lachmöwen** werden Ende März / Anfang April und im Juli festgestellt. Da es sich vielfach um durchziehende Individuen handelte, ergab sich eine weite Verteilung der Tiere, die sich nur in Küstennähe (Hiddensee, Darßer Ort) zeitweise verdichteten. **Sturmmöwen** sind typische Schiffsfolger. Das Vorkommen ist daher stark an das Vorkommen von Fischereifahrzeugen

Sammelsteckbrief Larus-Möwen

gekoppelt (MENDEL et al. 2008). Auch die Schiffserfassungen zeigen ein lückenhaftes Vorkommen der Sturmmöwe im Untersuchungsgebiet. Ein Verbreitungsschwerpunkt konnte nicht klar ausgemacht werden (IFAÖ 2025g). Der Zusammenhang von größeren Ansammlungen an **Silbermöwen** und dem Auftreten von Fischkuttern, der durch die Nutzung der Fischereiabfälle als Nahrungsquelle üblicherweise auftritt, konnte im untersuchten Seegebiet nur in wenigen Fällen dokumentiert werden. Dementsprechend spiegelte die Verteilung der Silbermöwen nur in geringem Umfang die Verteilung der Fischereiaktivitäten wider. **Mantelmöwen** bevorzugen regelmäßig Bereiche mit größeren Wassertiefen gegenüber Flachwasserzonen. Sie kamen im Untersuchungsgebiet jedoch zerstreut vor und wurden sowohl in Flachwasserbereichen als auch in den tieferen Wasserzonen, registriert (IFAÖ 2025g).

Erhebliche Störungen durch Schiffe (Bau- und Betriebsphase) und Bauaktivitäten während der Rastzeit sind wegen der bekannten, geringen Empfindlichkeit der Möwen und der geringen Fluchtdistanzen auszuschließen. Die Störungen sind räumlich und zeitlich begrenzt. Auf Grund der Vorbelastungen der im Vorhabengebiet des Offshore-Windparks „Gennaker“ vorkommenden Möwen durch die Fischerei und den Boots- und Schiffsverkehr, ist von keinen erheblichen Störungen für die Möwen auszugehen.

Störung durch Geräuschemissionen (Lärm)

Bau- bzw. betriebsbedingt kann es zu Geräuschemissionen durch den Schiffsverkehr und die Bautätigkeiten (Rammung) kommen. Anlagebedingt können Geräuschemissionen durch die Rotordrehung und Vibrationen auftreten.

Im Gegensatz zur relativ weit reichenden visuellen Unruhe werden Geräuschemissionen eher kleinräumig (bis zu ca. 500 m um die Emissionsquelle herum) von Möwen wahrgenommen, da diese mit zunehmendem Abstand von der Quelle schnell durch Wind- und Wellengeräusche überlagert werden. Schalleintrag wirkt sich deshalb auf den Rastbestand der Möwen gering aus. Insgesamt sind geringe Auswirkungen durch Geräusche/Lärm auf die Funktionen des Vorhabengebietes in ihrer Eignung für Möwen zu erwarten.

Störung durch Trübung, Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen

Durch baubedingte Trübung des umgebenden Wasserkörpers, die mögliche Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen sowie lokale Beeinflussung der Sedimentation können negative Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage und den Nahrungserwerb lokal gegeben sein. Davon sind Möwen betroffen. Einschränkungen in der Nahrungsverfügbarkeit durch Trübungsfahnen werden durch direkte, weiterreichende Scheucheffekte (siehe oben) in der Regel überlagert. Die Auswirkungen sind jeweils kleinräumig und kurzfristig, sodass keine erheblichen Störungen auftreten, die größere Auswirkungen auf die Bestände der Möwen hätten.

Eine erhebliche Störung, die die Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population zufolge hat, nach der sich die Größe der Population und/oder ihr Fortpflanzungserfolg signifikant und nachhaltig verringert, ist aufgrund der geringen Zahl betroffener Vögel (<1 % der biogeographischen Population und des deutschen Rastbestandes) im Vorhabengebiet (plus

Sammelsteckbrief Larus-Möwen
Puffer) und weil Möwen generell wenig empfindlich gegenüber anthropogener Störung sind ausgeschlossen. **Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern** ☐ ja ☒ nein Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Möwenarten, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.
Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG: Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört? (ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen) ☐ ja ☒ nein Die nächstliegenden Brutgebiete (Fortpflanzungsstätten) dieser Art liegen nicht in der Nähe des Vorhabengebietes „Gennaker“ und werden keinesfalls durch die Vorhabenwirkungen erreicht. Die nächstgelegenen Fortpflanzungsstätten befinden sich nach VÖKLER (2014) auf dem Pagenwerder (Heringsmöwe, Mantelmöwe) der Insel Kirr (Silbermöwe, Sturmmöwe) sowie der Barther Oie (Lachmöwe) und der Greifswaldwer Oie (Steppenmöwe) (vgl. auch HERRMANN 2023A). Aufgrund der großen Entfernung zum Vorhabengebiet ist eine Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung durch vorhabenbedingte Wirkungen ausgeschlossen. Ruhestätten könnten beispielsweise Mauserplätze sein. Diese werden durch die Vorhabenwirkungen keinesfalls aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört. Da der Gesetzgeber mit „Ruhestätten“ keine großen Meeresgebiete meinte, sondern beispielsweise lokale Rastbereiche an Land (vgl. BVerwG-Urteil vom 13.05.2009, 9 A 73.07, NuR 2009, 711), können sich im Untersuchungsraum keine Ruhestätten befinden. Eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Ruhestätten kann daher sicher ausgeschlossen werden. Möwen nutzen außerhalb der Brutzeit großräumige Rast- und Nahrungsgebiete, während § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG nur lokal begrenzte und tendenziell eher kleinräumige Stätten schützt, die während der Ruhephasen aufgesucht werden. Der Bereich des Vorhabengebiets ist kein regelmäßig genutztes Rast- oder Nahrungsgebiet der Möwen. Als Schiffsfolger von Fischereifahrzeugen und da sie keine bestimmte Wassertiefe bevorzugen, besitzen die Möwen große Streifgebiete über dem Meer. Im Küstenmeer Mecklenburg-Vorpommerns sind keine lokal begrenzten Konzentrationsbereiche identifizierbar, die den Anforderungen aus der Rechtsprechung des BVerwG genügen könnten. Daher ist für diese Art davon auszugehen, dass im Küstenmeer keine Ruhestätten existieren. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

Sammelsteckbrief Larus-Möwen
☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.3 Zugvögel - Konfliktanalyse

Eine „Verletzung“ oder „Tötung“ der „streng und besonders geschützten“ Zugvogelarten kann hauptsächlich durch Vogelschlag an den Anlagen des OWP erfolgen. Nachfolgend wird geprüft, ob der Schädigungstatbestand „Fang, Verletzung, Tötung” durch möglichen Vogelschlag gegeben sein könnte.

Die Auswirkungsprognose stützt sich derzeit auf das aktuelle Fachgutachten (IFAÖ 2025d) und vorhandene Literatur.

Von den über der Meeresoberfläche befindlichen Anlagenteilen (Teile der Fundamente, Türme, Gondel und Rotoren) geht ein generelles Vogelschlagrisiko aus. Die Gefährdung der im Bereich des Offshore-Windparks auftretenden Vögel durch Vogelschlag lässt sich jedoch eingrenzen: Nicht betroffen sind alle diejenigen Vögel, die in Höhen über ca. 300 m (Anlagenhöhe: max. 261 m) ziehen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen: Die Ergebnisse der Studien zeigen deutlich die Abhängigkeit des Kollisionsrisikos vom Standort der Windparks und deren Konfiguration in Beziehung zur lokalen Flugintensität. Abseits von Zugkorridoren oder Rast- bzw. Brutvogel-Konzentrationen liegen die Kollisionsraten allgemein auf niedrigerem Niveau. Aber auch in Bereichen mit intensivem Vogelzug – wie z. B. Fehmarn – lagen die ermittelten Kollisionsraten nicht über denen anderer Gebiete. Soweit Kollisionen auftraten, betrafen diese in den genannten Studien meist Rastvögel oder Brutvögel, die sich tagsüber regelmäßig in Nähe bzw. in den Windparks selbst aufhielten oder diese passieren mussten.

Eine Anfertigung von „Steckbriefen“ für jede Zugvogelart, die im Betrachtungsraum des Offshore-Windparks „Gennaker“ nachgewiesen wurde, ist bei 125 erfassten Arten nicht möglich und da die Prognosen für alle Zugvogelarten gleichermaßen gelten, auch nicht erforderlich. Es werden daher „Sammelsteckbriefe“ ausgefüllt, in welche Zugvögel mit ähnlichem Zugverhalten bzw. Gefährdungspotenzial zusammengefasst geprüft werden.

Die Lesbarkeit des gesamten Dokuments (AFB) wird dadurch erhöht und es werden unnötige Redundanzen vermieden.

In relativer Nähe zum Vorhabengebiet befinden sich wichtige Rastplätze des Kranichs, der in einem eigenen Artensteckbrief als Zugvogel behandelt wird. Die Angaben der Roten Listen zum Kranich beziehen sich für M-V auf die Rote Liste der Brutvögel (VÖKLER et al. 2014) und für Deutschland auf die Rote Liste der wandernden Vogelarten (HÜPPOP et al. 2013).

Aufgrund der großen Artenzahl und vergleichbarer Betroffenheit werden alle anderen nachgewiesenen Zugvogelarten in der Konfliktanalyse in mehreren artengruppen-gildenspezifischen Steckbriefen abgeprüft.

Für die umfassende Betrachtung einzelner Zugvogelarten sind zu wenige wissenschaftlich gesicherte Erkenntnisse verfügbar. Umfassend bedeutet hierbei, alle auf die zu erwarten-

den Umweltauswirkungen bezogenen Erkenntnisse. So sind für eine Vogelart die durchschnittliche Flughöhe über dem Meer und z. B. ein Sensitivitätsindex gegenüber Windenergieanlagen sowie spezifische Fluchtdistanzen gegenüber Schiffen oder Vertikalstrukturen bekannt. Für andere Arten sind verlässliche Angaben zu Zugrichtungen und Verhalten (Abflugzeiten, Manövrierfähigkeit, etc.) bekannt, bei wiederum anderen Arten derselben Gilde, Gruppe nicht. Daher werden in den artengruppen-gildenspezifischen Steckbriefen die Erkenntnisse, die auswertbar sind, für einzelne Arten oder, wenn nur zusammenfassend verfügbar, für Gruppen aufgeführt. Dabei sind zum Teil Verallgemeinerungen erforderlich. Teilweise muss, da weiterführende Erkenntnisse nicht verfügbar sind, eine Art zum Beispiel für eine ganze Artengruppe oder Gilde exemplarisch stehen. Da für den Kranich ausreichend Erkenntnisse vorliegen, wird diese Art in einem eigenen Steckbrief behandelt.

5.2.3.1 Kranich

Kranich (*Grus grus*)	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☒ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☐ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. * RL M-V Kat. * RL Deutschland
Bestandsdarstellung	

Kurzbeschreibung der Biologie

Zur Brutzeit sind Kraniche an Feuchtgebiete gebunden, die sowohl in bewaldeten als auch in offenen Bereichen liegen können. Die Bodennester finden sich im flachen Wasser, auf kleinen Inseln oder auf Verlandungsvegetation. In der Agrarlandschaft bilden Äcker und Grünland große Anteile der Nahrungsreviere. Eine Stichprobe in Mecklenburg-Vorpommern ergab Mitte der 1990er Jahre, dass 62 % der Brutplätze im Wald oder am Waldrand lagen, 28 % in der Feldflur, 9,5 % an stehenden und nur 0,5 % an fließenden Gewässern. Dabei besteht aber ein Trend, die Feldflur stärker zu nutzen. Als Neststandort fungierten Erlensümpfe, Kleingewässer in der Agrarlandschaft, großflächige Moorkomplexe, Verlandungszonen von Seen, Torfstiche, u. a. (MEWES 2006).

Die Ankunft im Brutgebiet erfolgt je nach Witterung ab Mitte Februar. Kraniche sind sehr ortstreu. Flügge Junge sind ab Ende Juli zu erwarten. Die Brutzeit ist gewöhnlich Ende August abgeschlossen. Während der Jungenaufzucht umfassen die Aktionsräume von Kranichfamilien Flächen von bis zu 135 ha. Wechselnde Fruchtfolgen führen aber dazu, dass der über die Jahre hinweg genutzte Aktionsraum eine Fläche von bis zu 150 ha einnimmt (NOWALD 2003). Die Nahrungssuche erfolgt am Boden schreitend.

Von Landstandorten sind Kollisionen von Kranichen mit anthropogenen Strukturen nur von Hochspannungsleitungen (NOWALD 2003) und im geringen Umfang mit Windkraftanlagen (LANGGEMACH & DÜRR 2021) bekannt. In der zentralen Schlagopfer-Fundkartei der Vogelschutzwarte Brandenburg (Erfassung seit 2002, wenige ältere Daten ab 1989) sind 30 Schlagopfer des Kranichs mit Windkraftanlagen an Land dokumentiert (Stand August 2023[6]). Starker Kranichzug findet meist bei guten Sichtbedingungen statt, so dass davon auszugehen ist, dass über die Ostsee ziehende Kraniche einen Windpark aus weiter Entfernung erkennen und die Möglichkeit haben, ihr Verhalten anzupassen. Da kreisende Flugbewegungen über Wasser mit Höhengewinn offensichtlich zum normalen Verhalten gehört, kann vermutet werden, dass sie dieses Verhalten auch zeigen, wenn sie auf ein Hindernis treffen. An OWP zeigen ziehende Kraniche Ausweichverhalten und Höhenänderungen (SKOV et al. 2015).

Die Rastbestände des Kranichs (NO & Z-Europa/N-Afrika) umfassen laut WETLANDS INTERNATIONAL (2018) 120.000-150.000 Individuen. Der Wert für das 1 %-Kriterium liegt bei 1.300 Individuen.

[6] https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeitsschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/, zuletzt abgerufen am 13.11.2024

Kranich (*Grus grus*)

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

***Deutschland*:**

Der Kranich brütet überwiegend im Osten und Norden von Deutschland. Das Brutareal hat sich in den letzten Jahren und Jahrzehnten deutlich nach Westen und teilweise auch nach Süden verschoben, was auf den starken Bestandsanstieg in den letzten Jahrzehnten zurückzuführen ist (vgl. BFN 2019b). Der Brutbestand beträgt aktuell ca. 10.000 Paare, mit einem positiven Bestandstrend (GERLACH et al. 2019). Die Rastbestände in Deutschland liegen je nach Quelle bei 310.000 Individuen (GERLACH et al. 2019) bzw. 325.000 Individuen (KRÜGER et al. 2020).

***Mecklenburg-Vorpommern*:**

In Mecklenburg-Vorpommern brüten mehr als 40% des deutschen Bestandes. Nach einer Verdoppelung des Brutbestandes in den 1990er Jahren ist der Kranich in vielen Landesteilen mit hohen Dichten vertreten. Die Seenplatte und deren Rückland bilden dabei den Schwerpunkt der Verbreitung. Nur Regionen mit einem naturraumbedingten Mangel an geeigneten Habitaten, zu denen auch Teile des südwestlichen Mecklenburgs zählen, weisen größere Verbreitungslücken auf.

Inzwischen ist auch die Küstenregion fast lückenlos besiedelt. Es ist eine positive Bestandsentwicklung zu verzeichnen, wie die Bestandsangaben der AG Kranichschutz M-V für die Jahre 2010-2013 zeigen: 3.500, 3.650, 3.800 bzw. 4.000 BP (VÖKLER 2014). Für das Jahr 2015 wurden ca. 4.250 Revierpaare ermittelt (LUNG M-V 2016). Auf Rügen gab es 2013 einen Bestand von 43 sicheren Brutpaaren (WEIß 2014). Aktuell wird von etwa 5.000 Brutpaaren in Mecklenburg-Vorpommern ausgegangen[7].

Im europäischen Rahmen ist M-V ein sehr wichtiger Raum für sich sammelnde und rastende Kraniche besonders im Herbst. Die Zahlen sind in den letzten Jahren deutlich gestiegen, was auch mit den guten Schlafplatzbedingungen durch Renaturierungsmaßnahmen im Zusammenhang steht. Es werden 76 regelmäßige und 53 temporäre Schlafplätze beschrieben, die im Maximum von 150.000 Kranichen genutzt werden (MEWES & DONNER 2014).

Für die skandinavischen Kraniche stellt die Rügen-Bock-Region den wichtigsten Rastplatz an der Südküste der Ostsee dar. Entsprechend den Bestandsanstiegen in den Brutgebieten zeigten die Rastzahlen in dieser Region in den letzten Jahren einen stetigen Anstieg, wenn auch nicht in dem Maße wie an den binnenländischen Rastplätzen in Norddeutschland. Der saisonale Verlauf der Rastzahlen in der Rügen-Bock-Region unterliegt starken jährlichen Schwankungen - die maximalen Zahlen werden im Oktober erreicht (PRANGE 2001). Die skandinavischen Kraniche ziehen i. d. R. von Mitte August bis Mitte Oktober, wobei der Anstieg des Zuggeschehens bis Mitte September schwach ausfällt und der Hauptzug in die erste Oktoberhälfte fällt.

[7] https://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/wissen-verstehen/natur-landschaft/voegel/kranich#:~:text=Deutschland%20ist%20Brutheimat%20von%20fast,Kranichschutz%20Deutschland%202020%2F21)., zuletzt aufgerufen am 10.12.2024

Kranich (*Grus grus*)
Mit der positiven Entwicklung der Brutpopulationen in den Herkunftsländern (Schweden, Norwegen, Polen, Baltische Staaten u.a.) nahmen auch die Rastzahlen und die Anzahl der Schlafplätze in Mecklenburg-Vorpommern zu. Auf dem Herbstzug können bis zu 70.000 Kraniche eine Rast einlegen, im Frühjahr können es kurzzeitig bis zu 15.000 Individuen sein (NOWALD 2014). Aktuell wird von bis zu 150.000 rastenden Kranichen im Herbst in ganz Mecklenburg-Vorpommern ausgegangen.[8] Aktuelle Zahlen der Wasservogelzählung in der Zug- und Überwinterungssaison 2021/22 gehen von ca. ca. 28.000 Individuen aus (BIOM 2024). Die skandinavischen Kraniche ziehen i. d. R. von Mitte August bis Mitte Oktober, wobei der Hauptzug in die erste Oktoberhälfte fällt.
Vorkommen im Untersuchungsraum ☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich Unter den Thermikseglern wurde allein der Kranich in den untersuchten Zugsaisons in teilweise vierstelligen Zahlen vom Ankerpunkt aus festgestellt. Im Gegensatz zu den meisten anderen besonders dargestellten Arten zogen Kraniche insbesondere um die Tagesmitte, sehr wahrscheinlich, nachdem sie in vormittags entstehender Thermik über Land in die Höhe kreisen konnten. Der Kranich ist aufgrund starker Bestandsrückgänge in der Vergangenheit, in Anhang I der VRL gelistet (IFAÖ 2025d). Gemäß BIRDLIFE INTERNATIONAL (2017) wird er aktuell nicht in einer SPEC-Kategorie gelistet. Die höchsten im Zuge der Sichtbeobachtungen vom ankernden Schiff aus erfassten Kranichzahlen wurden im Untersuchungsjahr 2014 ermittelt (IFAÖ 2022b IFAÖ 2022). Es waren 1.058 Individuen im Frühjahr und 1.248 Individuen im Herbst, was deutlich unter den mit 3.250 Individuen angegebenen 1 % des nationalen Rastbestands (KRÜGER et al. 2020) lag und 1,6 % bzw. 1,9 % der mit ca. 65.000 Individuen angegebenen maximalen Anzahl gleichzeitig rastender Kraniche an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns ausmachte (MEWES 2014). Im Untersuchungsjahr 2023/24 wurden 751 Individuen im Frühjahr und 316 Individuen im Herbst registriert (entsprechend 1,12 % bzw. 0,5 % des genannten Mecklenburg-Vorpommerschen Rastbestands) (IFAÖ 2025d). Die im Zuge der Suchtbeobachtungen erfassten Kranichzahlen wurden als mittel eingestuft (IFAÖ 2025d). In relativer Nähe zum Vorhabengebiet befindet sich mit dem Darßer Ort ein Bereich, an dem sich insbesondere im Frühjahr der Kranichzug konzentriert (IFAÖ 2004, BELLEBAUM et al. 2010, BSH 2021). Dem hier betrachteten Vorhabengebiet ist eine mittlere Bedeutung für den Kranichzug beizumessen (IFAÖ 2025d). In relativer Nähe zum Vorhabengebiet befindet sich mit dem Darßer Ort ein Bereich, an dem sich insbesondere im Frühjahr der Kranichzug konzentriert (IFAÖ 2004).

[8] Kraniche: Wo man die Vögel im Norden gut beobachten kann | NDR.de - Ratgeber - Reise, zuletzt abgerufen am 13.11.2024

Kranich (*Grus grus*)

Ziehende Kraniche wurden im Frühjahr relativ regelmäßig zwischen Anfang März und Mitte Mai festgestellt. Im Herbst wurde die Art hingegen an lediglich drei Terminen (07.09., 27.10. und 13.11.2023) registriert, wobei an den beiden erstgenannten Terminen jeweils nur drei Individuen beobachtet wurden. Die höchsten saisonalen Zugraten wurden mit 31,27 Ind./h am 07.03.2024 (Frühjahr) und mit 31,79 Ind./h am 13.11.2023 (Herbst; Abb. 12) festgestellt (IFAÖ 2025d).

Der Kranich erschien insbesondere um die Mittagszeit bzw. am Nachmittag (IFAÖ 2025d).

Im Frühjahr zog die überwiegende Mehrzahl der Kraniche nach Nordosten und Norden. Fast alle im Herbst registrierten Individuen zogen am 13.11.2023 in Richtung Südwest. Bei jeweils drei am 07.09. und 27.10. ziehenden Kranichen wurde die Flugrichtung Nordwest registriert (Abb. 18) (IFAÖ 2025d).

Knapp die Hälfte der Kraniche flog zwischen 100 und 200 m Höhe, knapp zwei Fünftel zogen über 200 m Höhe. Die übrigen Individuen verteilten sich auf die übrigen Höhenklassen, die hier unterschieden wurden und erreichten dort Individuenanteile bis max. 5 % (Abb. 21) (IFAÖ 2025d).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Kollisionsgefahr (OWEA)

Es wird nachfolgend geprüft, ob der Schädigungstatbestand „Fang, Verletzung, Tötung” durch möglichen Vogelschlag gegeben sein könnte. Zur Abschätzung eventueller negativer Auswirkungen ist u. a. die Flughöhe maßgebend. Diese wurde zusammenfassend aus dem Zugvogelgutachten (IFAÖ 2025d) übernommen.

OWEA stellen als dauerhafte Anlagen Hindernisse im Luftraum dar, sodass eine Kollision von Kranichen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Durch Kollisionen mit OWEA kann es zur Tötung oder Verletzung von Kranichen kommen.

Kraniche ziehen weit überwiegend bei günstiger Witterung (sehr gute Sicht, schwacher bzw. Rückenwind) und dann zu mindestens 2/3 in Höhen von über 200 m. Nach HÜPPOP et al. (2005) liegt die Flughöhe von Kranichen im Frühjahr (Heimzug) bei ca. 40 % oberhalb von 50 m und im Herbst (Wegzug) bei 100 % oberhalb von 50 m. In Rotorhöhe ziehende Kraniche reagierten auf den OWP „EnBW Baltic 2“ teilweise durch Steigerung der Flughöhe und kleinräumiges Umfliegen des OWP (SKOV et al. 2015). Ein Teil der beobachteten Kraniche flog auch zwischen den OWEA durch den OWP. Berichte über Kollisionen im OWP „EnBW Baltic 2“ liegen nicht vor. Nur bei

Kranich (*Grus grus*)

Gegenwind fliegen Kraniche in relativ geringen Höhen über die Ostsee, bei starken Gegenwinden auch unterhalb der Rotorebene (eigene Beobachtung nordöstlich von Rügen). Unter diesen Bedingungen, unter denen nur ein geringer Teil der Kraniche die Ostsee überquert, können Vögel ggf. in die Rotorebene gelangen.

Die Mortalitätsgefährdung (MGI) ist mittel (III.7), bei einem sehr hohen Populations-Sensitivitäts-Index (Stufe 2) sowie geringem naturschutzfachlichen Wert (Stufe 4). Die vorhabenspezifische Mortalitätsgefährdung (vMGI) durch OWEA ist mit C.9 als „mittel“ bewertet (BERNOTAT & DIERSCHKE 2021).

Knapp die Hälfte der Kraniche flog zwischen 100 und 200 m Höhe, knapp zwei Fünftel zogen über 200 m Höhe. Die übrigen Individuen verteilten sich auf die übrigen Höhenklassen, die hier unterschieden wurden und erreichten dort Individuenanteile bis max. 5 % (IFAÖ 2025d).

Die Nabenhöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ wird max. 143 m betragen. Der Rotordurchmesser wird mit 236 m angegeben, so dass von einer Gesamthöhe der OWEA im OWP „Gennaker“ von max. 261 m auszugehen ist. Der Blattspitzenfreigang beträgt mind. 25 m. Die Wahrscheinlichkeit, dass es zu Vogelschlag kommt, ist dennoch gering. Der Kranich zog bei den Untersuchungen insbesondere um die Mittagsstunden, was im Zusammenhang mit der Entstehung geeigneter Thermiken im Laufe des Vormittags zu sehen ist (IFAÖ 2025d), so dass man davon ausgehen kann, dass ein Hindernis aus großer Entfernung erkannt wird. Als überwiegende Tagzieher mit sehr guten visuellen Fähigkeiten können Kraniche die OWEA aus größeren Entfernungen erkennen und umfliegen, so dass die Kollisionsgefahr trotz der zum Teil geringen Flughöhe auf Höhe der Rotoren als gering eingeschätzt wird. Ein mittelräumiges Ausweichverhalten konnte auch PETTERSSON (2005) während eines Monitorings nach der Errichtung des OWP „Utgrunden“ im Kalmarsund feststellen. Die drei beobachteten Kranichtrupps zeigten zwar kein horizontales Ausweichverhalten, überflogen den Windpark jedoch oberhalb der Rotoren.

Insgesamt betrachtet, tritt nach der fachgutachtlichen Bewertung der Schädigungstatbestand „Fang, Verletzung, Tötung” für den Kranich durch den Offshore-Windpark „Gennaker“ nicht ein. Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht völlig auszuschließen, da wie bei anderen Vogelgruppen auch bei Kranichen kritische Situationen bei Schlechtwetter, v. a. bei Seenebel oder aufkommendem Starkregen über dem Meer, zu erwarten sind.

Für Kraniche ist daher ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko auszuschließen.

Kollisionsgefahr (Schiffe)

Als überwiegende Tagzieher mit sehr guten visuellen Fähigkeiten können Kraniche Schiffe und andere Hindernisse aus größeren Entfernungen erkennen und umfliegen, so dass die Kollisionsgefahr als gering eingeschätzt wird. Da die Schiffe, die an Bau, Betrieb (Wartung) oder Reparatur beteiligt sind, zudem dem Schiffstyp langsam fahrendes Schiff zuzuordnen sind, werden keine Tiere verletzt oder getötet. Durch Baugeräte und Schiffe wird das Risiko einer Verletzung oder Tötung nicht in signifikanter Weise erhöht. Das direkte Umfeld des jeweiligen Baustandortes wird von den Vögeln gemieden, so dass Kollisionen fliegender Kraniche ausgeschlossen werden können.

Kranich (*Grus grus*)

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Kranichen nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Art liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Störung durch visuelle Unruhe, Barrierewirkung

Der Kranich kann nur während der „Überwinterungs- und Wanderungszeit“ betroffen sein. „Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten“ betreffen den Kranich nicht als Zugvogel und nicht im

Kranich (*Grus grus*)
betrachteten Seegebiet. Betroffenheiten während der Mauserzeiten werden hier nicht betrachtet, da diese ebenfalls nicht relevant sind. Der „Störungstatbestand“ bei der Bewertung des Kranichs, kann durch Scheuch- und Barrierewirkung, optische Störungen während der Bauzeit des OWP und in der Betriebsphase durch die OWEA und die Rotoren auftreten. Durch nächtliche Beleuchtung ist im worst-case-Fall eine Anlockwirkung nicht vollständig auszuschließen. Der Kranich wurde jedoch insbesondere um die Mittagszeit bzw. am Nachmittag beobachtet (vgl. Zugvogelgutachten, IfAÖ 2025d). Dieses Risiko wird durch die Implementierung einer bedarfsgerechten Nachtkennzeichnung minimiert. Diese schaltet sich nur dann ein, wenn sich ein Luftfahrzeug nähert. Durch den OWP „Gennaker“ entsteht eine potenzielle Barriere von ca. 9,95 km Breite quer zur Hauptzugrichtung (Nordost bzw. Südwest). Da der Kranich zu hohen Tagesflugleistungen befähigt ist, ist nicht damit zu rechnen, dass der gegebenenfalls benötigte Energiemehrbedarf durch einen möglicherweise nötigen Umweg um den OWP herum oder über diesen hinweg zu „erheblichen Störungen“ des ziehenden Kranichs führt. An Landstandorten halten Kraniche 300 (Brauneis 2000) bis 700 m (Kaatz 1999) Abstand von Windenergieanlagen, lösen z. T. ihre Flugformation auf, steigern ihre Flughöhe, um die Anlagen zu überfliegen, bzw. sie umfliegen den Park in Abständen von bis zu 1.500 m, um dann in ihre ursprüngliche Richtung weiter zu fliegen. Ein entsprechendes Verhalten wäre auch bei Offshore-Windparks denkbar. Der zusätzliche Energieaufwand für dieses Verhalten ist schwer abzuschätzen. Der regelmäßig beobachtete Höhengewinn über See durch kreisende Flugbewegungen deutet darauf hin, dass dieses Verhalten als natürliche Verhaltensweise der Vögel angesehen werden kann. Demzufolge wären Kraniche, die auf See auf eine Barriere in Form eines OWP stoßen, vermutlich in der Lage, durch das beschriebene Verhalten so viel an Höhe zu gewinnen, dass das Hindernis überflogen werden kann. Alternativ könnte das Hindernis auch umflogen werden. Eine dadurch verursachte Verlängerung des Zugweges würde zusätzliche energetische Kosten mit sich bringen. Das gleiche gilt, vermutlich in geringerem Umfang, durch einen Höhengewinn, der auf ein Flügelschlagen gegen den Wind bei kreisenden Flugbewegungen beruht. Inwieweit sich diese zusätzlichen Kosten auf den weiteren Verlauf des Zugweges auswirken würden, ist schwer zu beurteilen. Die Tatsache, dass alle Kraniche im Herbst nach Erreichen der Küstenlinie ihren Zug fortsetzten und nicht „entkräftet“ auf der Halbinsel Wittow zwischenlandeten, zeigt jedoch, dass die Überquerung der Ostsee (auch bei ungünstigen Gegenwind-Situationen) die Vögel nicht an den Rand ihrer energetischen Möglichkeiten bringt. Daher werden keine „erheblichen Störungen“ erwartet. Von der Erfüllung des „Störungstatbestandes“ wird noch nicht ausgegangen, wenn einzelne Kraniche beeinträchtigt werden, sondern erst wenn ausreichende Erkenntnisse darüber vorliegen, dass die Zahl der beeinträchtigten Tiere so groß ist, dass von einer signifikanten Beeinträchtigung der Populationsgröße ausgegangen werden kann. Laut BSH (2020b) konnte „ein gemeingültiger Akzeptanzgrenzwert mangels hinreichender Erkenntnisse bisher noch nicht ermittelt werden. Zumindest als Orientierung kann jedoch der in Fachkreisen bei avifaunistischen Betrachtungen vielfach verwendete Schwellenwert von einem Prozent herangezogen werden. Das Gefährdungspotenzial für die jeweilige biogeografische Population liegt dabei zum einen in dem Verlust durch Vogelschlag sowie zum anderen in sonstigen nachteiligen Auswirkungen, die sich durch erzwungene Flugroutenveränderungen ergeben können“ (Ende Zitat).

Kranich (*Grus grus*)

Da für den Kranich nicht von Betroffenheiten der biogeografischen Population von gleich oder größer einem Prozent durch die beschriebenen, möglichen Störwirkungen des OWP ausgegangen wird, sind „erhebliche Störungen“ ausgeschlossen und es tritt keine „Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population“ ein.

Störung durch Schiffsverkehr

Schiffe können als Hindernis oder Störfaktor wahrgenommen werden. Da sich die Schiffe langsam bewegen und kein dauerhaftes Hindernis mit Barrierewirkung sind, ist von keiner erheblichen Störung auszugehen. Ziehende Kraniche reagieren teilweise durch Steigerung der Flughöhe und kleinräumiges Umfliegen auf Hindernisse (SKOV et al. 2015). Von einer einmaligen Verlängerung des Flugweges auf dem Zug sind keine wesentlichen Auswirkungen auf die Energiebilanz zu erwarten.

Erhebliche Störungen, die eine Verschlechterung des Erhaltungszustands der Populationen des Kranichs bedingen würden, können ausgeschlossen werden.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Kranichen, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

Fortpflanzungsstätten, Mauserplätze und Rastplätze des Kranichs liegen mindestens in Küstennähe (Peenemünder Haken), oft auch im Binnenland. Eine „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten“ ist ausgeschlossen, der Verbotstatbestand ist nicht erfüllt, da sich diese in großer Entfernung vom Vorhaben befinden und da diese von den Vorhabenwirkungen keinesfalls erreicht werden.

Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind auf der offenen See nicht vorhanden, da die Ostsee im Non-Stopp-Flug überquert wird.

Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück?

☐ ja ☒ nein

Kranich (*Grus grus*)
Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.3.2 Nachtzieher

Zugvögel - Nachtzieher	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☒ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☒ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. - RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Der überwiegende Teil der Nachtzieher orientiert sich vermutlich nur in geringerem Ausmaß an geografischen Leitlinien und zieht in eine genetisch fixierte Richtung (BERTHOLD 2000a). Dies führt über der westlichen Ostsee zu einem Breitfrontzug, bei dem ungeachtet etwaiger ökologischer Barrieren die Zugrichtung beibehalten wird. Zu den Nachtziehern zählen u. a. Limikolen, Grasmücken, Drosseln und Laubsänger. Auch Gründel- und Tauchenten ziehen vermutlich vorwiegend nachts. Limikolen ziehen wahrscheinlich zu allen Tageszeiten in breiter Front (vergleichbar mit nächtlichem Zug von Kleinvögeln) und in großer Höhe (MELTOFTE 2008). Zu erwartende Auswirkungen von OWP auf Zugvögel sind Kollisionen sowie Barrierewirkungen, wobei vor allem nachts ziehende Vögel betroffen sein können. Kritische Situationen mit erhöhtem Kollisionsrisiko entstehen dabei vor allem beim Zusammentreffen von hohen Zugaufkommen (d. h. bei guten Zugbedingungen im Aufbruchsgebiet) und im Verlaufe des Zugweges einsetzende schlechte Witterungsbedingungen (Regen, Nebel, Starkwind). Dies kann zu einer Attraktion vieler Zugvögel und zu deutlich höheren Kollisionszahlen führen.

Die höchsten Bestände von skandinavischen Singvögeln, welche die Ostsee bei ihren Zugbewegungen überqueren, werden vor allem von nachts ziehenden Arten gestellt (z. B. Fitis, Rotkehlchen, Wintergoldhähnchen, Drosseln).

Neben dem generellen Auftreten von Zugwellen beeinflussen vor allem die Wetterbedingungen das Auftreten der Arten in geringen Höhen, in denen die Vögel vom Schiff aus hörbar sind sowie auch die Rufaktivität der Vögel an sich (HÜPPOP & HILGERLOH 2012). Einige Arten sind allerdings wegen geringer/fehlender Rufaktivität nur eingeschränkt nachweisbar. So wurden durch Zufallsbeobachtungen auch Nachtzieher festgestellt, die während der akustischen Verhöre allein nicht nachgewiesen wurden.

Ebenfalls zu berücksichtigen ist der Einfluss des Wetters auf die Erfassungsergebnisse. Grundsätzlich ist aufgrund der sich auf großräumiger Ebene trichterförmig nach Süden verjüngten Topografie der Landmasse Schwedens im Herbst in der gesamten südlichen Ostsee mit verdichtetem Vogelzug zu rechnen (vgl. BRUDERER & LIECHTI 1998, DESHOLM et al. 2014).

Zwischen den Untersuchungsjahren variieren Wetterparameter und Zugintensität. Dennoch ist davon auszugehen, dass der Vogelzug im Vorhabengebiet vornehmlich bei „günstigen“ Wetterbedingungen stattfindet (große Sichtweite, geringe Bewölkung, geringe Windstärken; Übersicht in RICHARDSON 1978, ALERSTAM 1978, 1990).

Grundsätzlich wird die Flugrichtung ziehender Vögel stark von den vorherrschenden Windrichtungen beeinflusst. Schwacher Wind oder Bedingungen, die eine günstige

Zugvögel - Nachtzieher

Rückenwindkomponente liefern, erhöhen bei Vögeln die Motivation, zu ziehen (LIECHTI 2006, DELINGAT et al. 2008). Auf dem Zug über Barrieren wie Meere oder Gebirge tolerieren Vögel jedoch auch erhebliche Seitenwindkomponenten, lassen sich verdriften und kompensieren diese Drift später (HILGERLOH 1989, LIECHTI et al. 1996). Dies führt dazu, dass Zugrouten sich auch lateral in Abhängigkeit von den herrschenden Windverhältnissen verschieben können. Dabei muss davon ausgegangen werden, dass auch Zugwege so genannter „Breitfrontzieher“ wie tagziehende und nachtziehende Singvögel zunächst durch den Verlauf von Küstenlinien beeinflusst werden, so dass sich erhöhte Zugkonzentrationen vor allem an in Zugrichtung verlaufenden und sich in Zugrichtung verjüngenden Landvorsprüngen bilden (DESHOLM et al. 2014). Als derartige Landvorsprünge fungieren im Frühjahr auch der Darßer Ort, die Nordspitze von Hiddensee und die Halbinsel Wittow (Rügen).

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Da zu den Zugvögeln eine Vielzahl von Arten gehören, lässt sich keine Deutschland-Verbreitung angeben. Unter Zugrundelegung der Bestände der über Mitteleuropa hinweg ziehenden Arten und Anzahlen in Skandinavien ist davon auszugehen, dass 80 % des Vogelzuges über die westliche Ostsee nachts stattfindet (KARLSSON 1993). Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum während der Herbstsaison (errechnet nach BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004 und SKOV et al. 1998) belaufen sich für verschiedene Vogelgruppen wie folgt: Wasservögel: 10-20 Mio., Greifvögel: <0,5 Mio., Kraniche: 60.000, nachts ziehende Singvögel (Ruderflieger): 200-250 Mio., tagsüber ziehende Singvögel (bzw. Tag-/Nachtzieher): 150-200 Mio.).

Mecklenburg-Vorpommern:

Da zu den Zugvögeln eine Vielzahl von Arten gehören, lässt sich keine Mecklenburg-Vorpommern-Verbreitung angeben.

Bei landgebundenen Vogelarten (Kleinvögel, Greife) ist im Frühjahrszug mit landnahen Konzentrationen an markanten Landpunkten wie z. B. vor der Halbinsel Wittow oder dem Darßer Ort zu rechnen. Auch bei weiteren Meeresvogelarten ist an den genannten Landpunkten ein küstennahes Zugaufkommen im Herbst und Frühjahr nachgewiesen. Im Rahmen der zwischen 2013 und 2024 durchgeführten Untersuchungen für den OWP “Gennaker” wurden zwölf Wasservogelarten in mindestens einer Saison in national oder international bedeutenden Zahlen nachgewiesen, was im Zusammenhang mit einem küstennah verdichteten, küstenparallel verlaufenden Wasservogelzug steht. Weiterhin überfliegen Landvögel, insbesondere schwedischer Brutpopulationen, in großen Individuenzahlen die Ostsee im Bereich der südlichen Ostsee und in den Seegebieten zwischen dem Darß und Schweden sind durch den halbinselartigen Charakter des Darßer Ort sowie der Landmasse Schwedens lokale Zugverdichtungen zu erwarten (vgl. Zugvogelgutachten, IFAÖ 2025d).

Vorkommen im Untersuchungsraum

Zugvögel - Nachtzieher

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Die Bewertung des Vorhabengebietes für nachts ziehende Landvögel wird vornehmlich anhand von Radardaten bzw. dem zu erwartenden Zugaufkommen vorgenommen, wobei mittels Radar keine Artbestimmung erfolgen kann. Nachtverhöre zeigen einen (methodisch bedingten) begrenzten Ausschnitt aus dem beteiligten Artenspektrum. Grundsätzlich ziehen gerade Langstreckenzieher (im Wesentlichen Transsaharazieher) in den meisten Fällen nachts, während sich unter Kurz- und Mittelstreckenziehern ein im Vergleich zu Langstreckenziehern höherer Anteil an Tagziehern befindet (GATTER 2000). Dennoch werden Kurz- und Mittelstreckenzieher bei Nachtzugverhören i. d. R. am häufigsten festgestellt (große Drosseln und Rotkehlchen), was damit zusammenhängt, dass diese Arten anhand ihrer Zugrufe bei Nacht durch Nachtzugverhöre an Deck feststellbar sind, während viele Langstreckenzieher keine Zugrufe äußern (IFAÖ 2025d).

Viele Arten ziehen jedoch sowohl tagsüber als auch in der Nacht. Von den Singvögeln ziehen zahlenmäßig deutlich mehr Individuen nachts.

Die an den verschiedenen Fangstationen an der westlichen Ostsee festgestellten Bestandsabnahmen vor allem von Langstreckenziehern gehen mit einem generellen Trend in Europa einher, der mit der globalen Erwärmung der Erdatmosphäre und Veränderungen der im Jahreslauf genutzten Habitate in Zusammenhang gebracht wird (JENNI & KERY 2003, BOTH et al. 2006, 2009, KNUDSEN et al. 2011, SZÈP et al. 2012, LAAKSONEN & LEHIKOINEN 2013).

Es ist davon auszugehen, dass praktisch alle aus Skandinavien abziehenden Arten regelmäßig und entsprechend ihrer Populationsstärken in variierenden Anzahlen das Vorhabengebiet überfliegen. Unter den im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ zwischen 2013 und 2024 nachgewiesenen, ausschließlichen und teilweisen Nachtziehern (vgl. BERNOTAT & DIERSCHKE 2021) besitzen Sumpfohreule, Mauersegler, Wiedehopf, Heidelerche, Feldlerche, Baumpieper, Braunkehlchen, Steinschmätzer, Rotdrossel, Fitis, Wintergoldhähnchen Grauschnäpper, Star und Bergfink einen besonderen Schutz- oder Gefährdungsstatus (Tab. 1 in IFAÖ 2022b). Fliegend oder auf dem Schiff sitzend gesichtete Individuen dieser Arten sind gewissermaßen als Zufallsfunde zu werten.

Wenn man rein rechnerisch davon ausgeht, dass im Herbst die relevanten Populationen von Nachtziehern im Bereich zwischen schleswig-holsteinischer Ostseeküste und der schwedischen Insel Öland die Ostsee in völlig gleichmäßig verteiltem, nach Südwesten (angenommene Hauptzugrichtung, BELLEBAUM et al. 2010, WELCKER 2019, BSH 2021) gerichtetem Zug überqueren (Breite: ca. 300 km, vgl. BELLEBAUM et al. 2010), so würden auf das Vorhabengebiet mit einer Ausdehnung von ca. 9,95 km senkrecht zur Zugrichtung (gemessen an den Positionen der äußersten OWEA) etwa 3,3% der Breite entfallen. Demnach treffen unter den angenommenen Voraussetzungen auch etwa 3,3% der zu Grunde gelegten Gesamtheit aller nachts ziehenden Arten auf das Vorhabengebiet. Bei einer angenommenen Individuenzahl von ca. 200 - 250 Mio. nachts ziehenden Landvögeln im Herbst (HEATH et al. 2000, BELLEBAUM et al. 2010) überfliegen somit etwa 6,6 – 8,3 Mio. Vögel das Vorhabengebiet. Nach ALERSTAM (1975) und (1976), treten in Abhängigkeit von den vorherrschenden Windbedingungen jedoch sehr regelmäßig auch Zugbewegungen

Zugvögel - Nachtzieher

nach Südosten auf. Hierbei beträgt die Ausdehnung des OWP 17,3 km quer zur Zugrichtung mit einem entsprechenden Anteil an Vögeln (IFAÖ 2025d).

Obwohl davon auszugehen ist, dass die meisten Singvögel nachts in stärkerem Maße als tagsüber auf breiter Front ziehen, muss angenommen werden, dass sich auch nachtziehende Landvögel in gewissem Maße auf ihrem Zug an Landmassen orientieren (Leitlinienwirkung, BRUDERER & LIECHTI 1998, BERTHOLD 2012, WEISSHAUPT et al. 2018, GAGNON et al. 2022). Daher ist im Frühjahr damit zu rechnen, dass es durch die halbinselförmige Topografie des Darßer Ort zu Konzentrationseffekten an der Nordspitze kommt, von der aus die Vögel in erhöhter Dichte abziehen (BFN 2006, BELLEBAUM et al. 2010, DESHOLM et al. 2014, BSH 2021). Bei Abzug nach Norden können diese Vögel dann das Vorhabengebiet überfliegen, bei Abzug nach Nordosten (womit vor allem bei westlichen Winden zu rechnen ist) die östlichen Bereiche des Vorhabengebietes, die allerdings teilweise im Zugschatten des bestehenden Windparks „Baltic 1“ liegen, was zu Beeinflussungen durch diesen OWP führen kann (IFAÖ 2025d).

Die Bedeutung des Vorhabengebietes für nachts ziehende Landvögel ist vor dem Hintergrund aktueller Literaturdaten sowie aufgrund der Individuenzahlen infolge der Ausmaße des Gebietes quer zur Hauptzugrichtung, aufgrund von großräumigen Konzentrationseffekten im südlichen Ostseeraum und aufgrund von Hinweisen auf kleinräumigere Konzentrationseffekte durch die halbinselförmige Landmasse des Darßer Ort in relativer Nähe und des Anteils gefährdeter Arten als mittel einzustufen (IFAÖ 2025d).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

Die Kollisionsgefährdung von Zugvögeln stellt einen der wesentlichsten Aspekte bei der Beurteilung der Auswirkungen von Offshore-Windparks auf die Meeresumwelt dar.

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 vermutlich für die meisten Arten ausreicht, um sich zu orientieren, auch wenn die Auflösung von Details darunter leidet. Gegen den Horizont werden sich auch bei Nacht die OWEA deutlich abzeichnen. CHRISTENSEN et al. (2004) prognostizieren aufgrund ihrer Beobachtungen am Offshore-Windpark „Horns Rev I“ auch nur ein leicht erhöhtes Kollisionsrisiko für Nächte mit guten Sichtbedingungen. Nach ihrer Einschätzung spricht für eine etwas verminderte Wahrnehmbarkeit und ein damit

Zugvögel - Nachtzieher

verbundenes Vogelschlagrisiko, dass die Fluglinien nicht wie am Tag i. d. R. in den Korridoren zwischen den Anlagenreihen entlang führten, sondern in einigen Fällen diese kreuzten (offenbar weil die Tiere die Ausdehnung des gesamten Offshore-Windpark nicht abschätzen konnten). Andererseits weisen die unterschiedlichen Abstände, die Eiderenten und Gänse während der Tag- und Nachtzeit zu den Anlagen des Offshore-Windparks „Nysted“ einhielten, auf ein an entsprechende Sichtbedingungen angepasstes und damit kollisionsrisikominderndes Verhalten hin.

Bei nachts ziehenden Kleinvögeln wurde kein Ausweichverhalten gegenüber Offshore-Windparks festgestellt, so dass davon ausgegangen wird, dass sie in großer Zahl den Park durchfliegen (BLEW et al. 2008). Aufgrund der sehr hohen zu erwartenden Individuenzahlen nachts ziehender Singvögel über der westlichen Ostsee (und damit auch im Bereich des Vorhabengebietes), des relativ hohen Anteils tief fliegender Vögel und der eingeschränkten Wahrnehmung von Hindernissen in der Nacht (bzw. einer möglichen Attraktionswirkung durch die Beleuchtung) wird das Kollisionsrisiko für diese Vogelgruppe im Vergleich zu den anderen Vogelgruppen als vergleichsweise hoch eingeschätzt.

Grundsätzlich gelten die meisten nachts ziehenden Landvögel als Breitfrontzieher (NILSSON et al. 2014). Dennoch ist davon auszugehen, dass Nachtzieher auch nachts Wasserflächen von Landmassen unterscheiden können, was sich z. B. in Änderungen von Flughöhen (BERGMAN & DONNER 1964, BERNDT & DRENCKHAHN 1990, BERNDT & BUSCHE 1993) und Flugrichtungen (BRUDERER & LIECHTI 1998) äußern kann. Weiterhin setzen viele Nachtzieher auch tagsüber ihre Zugrichtung verlangsamt fort, indem sie sich kontinuierlich (z. B. von Busch zu Busch) in Zugrichtung von einem Rastbiotop zum nächsten fortbewegen („Schleichzug“; DIERSCHKE et al. 2011). Hierbei kann es zu räumlichen Zugverdichtungen kommen, wenn die Vögel an halbinselförmigen Küstenstrukturen auf das Meer treffen, sich dort konzentrieren und nach Einbruch der Nacht weiter ziehen.

Es ist davon auszugehen, dass auch in der Ostsee Küstenlinien bzw. direkt vor der Küste gelegene Inseln – wie an der Mecklenburg-Vorpommerschen Küste Hiddensee und Rügen - für Nachtzieher in gewissem Umfang Leitlinien darstellen, die zu erhöhten Konzentrationen an in Zugrichtung gelegenen Küstenverläufen führen mit dementsprechend erhöhten Zugdichten bei Fortsetzung des Zuges über Wasser. So wurden im Ostseeraum einige Fangstationen zur Erforschung des Vogelzuges an entsprechend strukturierten Küstenstandorten wie Ottenby, Falsterbo (Schweden), Rybachy (Russland) und Hiddensee errichtet. Auf die westliche Ostsee bezogen bedeutet dies, dass in Fortsetzung der Zugrichtung von Landvögeln im Frühjahr z. B. im Bereich von Fehmarn, Darßer Ort und Rügen (vgl. auch BFN 2006, BSH 2013), im Herbst im Bereich von Rødby (DK), Gedser (DK), Trelleborg (S) sowie östlich Ystad (S) mit erhöhtem Vogelzugaufkommen gerechnet werden muss, wobei sich die Zugrichtungen je nach betrachteter Jahreszeit durch die vorherrschenden Winde in gewissem Umfang verschieben können. Dementsprechend liegt das Vorhabengebiet in einem Bereich, in dem mit erhöhtem Zugaufkommen gerechnet werden kann (vgl. BERTHOLD 2012, DESHOLM et al. 2014). Hinweise auf einen Bündelungseffekt ergaben sich auf Basis der hier erhobenen Radardaten jedoch nur im ersten Untersuchungsjahr 2013, nicht aber in den folgenden Untersuchungsjahren (IFAÖ 2025d).

Zugvögel - Nachtzieher

Untersuchungen zum Kollisionsrisiko mit WEA an Land im schleswig-holsteinischen Nordseeküstenbereich weisen darauf hin, dass Zugvögel von Kollisionen weniger betroffen sind als bisher angenommen. So wurde in den Untersuchungen von GRÜNKORN et al. (2005) trotz nachgewiesenen, intensiven Vogelzugs kein Kollisionsopfer als typischer Nachtzieher eingestuft. Für Singvögel konnte festgestellt werden, dass intensives Zuggeschehen in Rotorhöhe nicht zu Kollisionen mit den Anlagen führte, so dass für diese Gruppe auf eine effektive Meidungsreaktion im Nahbereich geschlossen werden kann. Auch auf Fehmarn zeigten die Untersuchungen von BIOCONSULT SH & ARSU (2010), dass vor allem Rastvögel mit den Anlagen kollidierten, mit Möwen als der am stärksten betroffenen Gruppe. Arten des Tag- und Nachtzugs waren unter den Kollisionsopfern kaum vertreten.

BIOCONSULT SH & ARSU (2010) stellten fest, dass der intensive Vogelzug über Fehmarn nicht zu erhöhten Kollisionsraten in den bestehenden Windparks führte. Die Ergebnisse der Kollisionsopfersuche in den Windparks Fehmarns im Sommer und Herbst 2009 ergaben eine im Vergleich zu anderen Windparks durchschnittliche Kollisionsrate. Mit hochgerechnet jährlich 13 Kollisionsopfern pro Anlage fiel das Ergebnis dieser Untersuchung in den mittleren Bereich bislang vorliegender Studien.

In jüngerer Zeit wurden auch automatische Verfahren zur Dokumentation des Vogelschlages an OWEA entwickelt. Im OWP „Nysted“ wurde das Kollisionsrisiko mit Hilfe einer an den Mast einer Windkraftanlage installierten Wärmebildkamera (TADS – Thermal Animal Detection System) untersucht. In einem Zeitraum von 180 Tagen wurde insgesamt über eine Dauer von 178.005 Minuten beobachtet. Dabei wurden 11 Vögel außerhalb des Rotorbereichs, zwei durchziehende Fledermäuse, ein Nachtfalter und lediglich eine Kollision eines Kleinvogels mit der Anlage registriert (s. PETERSEN et al. 2006). Ein ähnliches Verfahren bestehend aus Videokamera, Mikrofonen und akustischer Vibrationsmessung setzten WIGGELINKHUIZEN et al. (2006) ein. Während eines Untersuchungszeitraumes von knapp einem Jahr wurden lediglich zwei Vogelkollisionen mit der WEA registriert.

Ziel eines weiteren Forschungsprojekts war die Erfassung von Vogelzug am OWP Nordergründe und dessen Darstellung bezüglich räumlicher Verteilung, Zugintensität, Flughöhe und -richtung sowie des beteiligten Artenspektrums. Daten wurden während der Hauptzugzeiten dauerhaft mit Vertikalradar, Wärmebildkameras und einem kombinierten Wärmebild-/Videosystem erhoben, ergänzt um stichprobenhaft näher analysierte, automatische Ruferfassungen. Zusätzlich wurden außerhalb der Hauptzugzeiten standardisierte Sichtbeobachtungen durchgeführt (HILL et al. 2022).

Beobachtungen von Kollisionen insbesondere kleiner Vögel mit den Rotorblättern sind mit der bis heute verfügbaren Technik nur eingeschränkt möglich, da Wärmebildkameras kleine Vögel i. d. R. nur im Nahbereich erfassen können – Regen oder Nebel kann die Reichweite zudem herabsetzen. Mit den vier Kameras auf der Arbeitsplattform der Forschungs-WEA konnte aber eine Hälfte der Rotorebene nahezu vollständig erfasst werden. Im Jahr 2019 wurden zwei wahrscheinliche Kollisionen von Kleinvögeln mit den Rotorblättern der Forschungs-WEA erfasst. Eine fünfte Wärmebildkamera auf der Gondel der Forschungs-WEA erfasste einen Teil der oberen Hälfte der Rotorebene und zeichnete 2021 eine weitere vermutete Kollision, allerdings eines mittelgroßen

Zugvögel - Nachtzieher

Vogels mit einer benachbarten WEA und nicht mit der Forschungs-WEA selbst auf (HILL et al. 2022).

Wasservögel

Die meisten Wasservögel fliegen auf dem Zug nur zu geringen Anteilen im Rotorbereich. Wasservögel zeigen ein deutlich ausgeprägtes Ausweichverhalten gegenüber Offshore-Windparks und umfliegen entweder den gesamten OWP oder einzelne OWEA, teilweise steigern sie auch ihre Flughöhe. Aufgrund dieses Verhaltens sind nur sehr wenige Kollisionen einzelner Individuen zu erwarten. Da die Hindernisse auch nachts erkannt werden (Richtungsanpassung auch nachts, CHRISTENSEN et al. 2004), entstehen kritische Situationen nur bei Schlechtwetterbedingungen, bei denen Meeresenten jedoch überwiegend den Zug unterbrechen oder bei Gegenwind sehr niedrig (unter Rotorhöhe, z. B. die Trauerente in einer Range von 0 bis 8 m, CHRISTENSEN et al. 2004) fliegen.

Untersuchungen im dänischen OWP „Nysted“ belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten).

Gänse können zu einem höheren Anteil im Höhenbereich von WEA fliegen. Gänse sind vornehmlich Tagzieher, die Hindernisse bereits weithin wahrnehmen und ausweichen. Windparks an Land werden regelmäßig um- bzw. überflogen, Meideabstände betragen 200-600 m. HÖTKER et al. (2005) ermittelten einen durchschnittlichen Abstand von 373 m bei der Auswertung von 13 Studien. Auch die Zahl nachgewiesener Kollisionsopfer ist gering (Datensammlung der SVSW Brandenburg). An dänischen Leuchttürmen fanden sich innerhalb von 54 Jahren insgesamt nur 37 Ringelgänse und eine Kurzschnabelgans (HANSEN 1954).

Das Kollisionsrisiko von Seevögeln einschließlich Möwen ist gering (vgl. siehe Kap. 5.2.2.13). Seeschwalben fliegen zu weniger als 5 % in Rotorhöhe (COOK et al. 2011) und umfliegen OWP überwiegend (KRIJGSVELD 2014). Das Vorkommen von Großmöwen ist zudem stark von Fischereiaktivitäten bestimmt, die im OWP stark eingeschränkt sein werden.

Fast drei Viertel der erfassten **Eiderenten** zogen innerhalb der untersten 10 Meter über Wasser. Ein knappes Fünftel bewegte sich zwischen 10 und 20 m Höhe. Die übrigen Individuen flogen im Höhenbereich von 20–50 m (IFAÖ 2025d).

Die Mehrzahl der erfassten **Samtenten** (84 %) zog in den untersten 20 m über Wasser. Zwischen 20 und 50 m Höhe bewegten sich etwas mehr als ein Zehntel der Individuen. Die übrigen Samtenten wurden in geringen einstelligen Prozentanteilen in den Höhenbereichen 50–100 bzw. 100–200 m festgestellt (IFAÖ 2025d).

Die **Trauerente** wurde ebenfalls mit knapp drei Vierteln der erfassten Individuen in den untersten zehn Höhenmetern beobachtet, im Höhenbereich von 10–20 m flog etwas mehr als ein Fünftel. Die übrigen Individuen bewegten sich zwischen 20 und 50 m Höhe (IFAÖ 2025d).

Aufgrund der Flughöhen und des Meideverhaltens der aufgeführten Wasservögel ist ein signifikant erhöhtes Tötungs- und Verletzungsrisiko auszuschließen.

Landvögel: Nachtzieher

Die vorgesehenen Anlagen mit einer maximalen Höhe von 261 m werden aufgrund entsprechender Vorschriften zur Gewährleistung der Sicherheit von Schiffs- und Luftverkehr mit einer

Zugvögel - Nachtzieher

entsprechenden Befeuerung ausgestattet sein (BSH 2020)[9]. Beleuchtete Strukturen auf See und an der Küste können für Nachtzieher unter bestimmten Bedingungen ein erhöhtes Kollisionsrisiko bedeuten. Für den OWP „Gennaker“ ist eine bedarfsgesteuerte Nachtkennzeichnung (BNK) vorgesehen. Dadurch wird die rote Luftfahrthindernisbefeuerung fast immer außer Betrieb bleiben, da sie nur eingeschaltet wird, wenn sich tatsächlich ein Luftfahrzeug nähert. Somit wird die Anlockwirkung des OWP deutlich verringert.

An dänischen Leuchttürmen (HANSEN 1954) und den Forschungsplattformen „Fino 1“ in der Nordsee und „Fino 2“ in der südlichen Ostsee kollidierten weit überwiegend Nachtzieher (SCHULZ et al. 2011, HÜPPOP et al. 2016, IFAÖ eig. Daten). Ein erhöhtes Risiko ist bei schlechter Sicht anzunehmen, wenn die Vögel in der Dunkelheit die OWEA nicht sehen oder von der Beleuchtung angelockt werden. Die direkte Untersuchung zur Häufigkeit nächtlicher Kollisionen an einem in Betrieb befindlichen OWP (SCHULZ et al. 2014) ermittelte im OWP „alpha ventus“ (12 OWEA, Gesamthöhe: 6x148 m, 6x155 m) an einer OWEA eine jährliche Anzahl von 6,3-11,4 nächtlichen Vogelkollisionen, von denen zu 97 % Singvögel betroffen waren. Das individuelle Kollisionsrisiko für den Windpark durch- bzw. überfliegende Nachtzieher betrug 0,007-0,016 % (Singvögel: 0,009-0,022 %). SKOV et al. (2018) ermittelten im OWP „Thanet“ (Ostküste Englands) sechs Kollisionen, was 0,05 % der vom System aufgenommen Vögel entsprach.

Dabei traten sowohl in der Hellphase als auch in der Dunkelheit mehr Individuen im Rotorbereich auf, wenn die OWEA stillstand, wobei nachts etwa die doppelte Anzahl an Vögeln nachgewiesen wurde. Nach diesen Ergebnissen weichen Vögel bei Nacht einem sich drehenden Rotor deutlich stärker aus als einem stehenden. Eine stärkere Meidung von OWEA in Betrieb stellten auch KRIJGSVELD et al. (2011a) im niederländischen OWP Egmond aan Zee (OWEZ) fest.

Im Verlauf der dreijährigen Untersuchungen im OWP „alpha ventus“ traten unterschiedliche Zugintensitäten, Höhenverteilungen und Wetterbedingungen auf. Die Messungen umfassten auch einzelne Anlockereignisse mit stark erhöhtem Vogelaufkommen im OWP (SCHULZ et al. 2014). Die Beobachtungen legen ein erhöhtes Meideverhalten im Nahbereich der OWEA nahe, insbesondere wenn die Rotoren sich drehen. Vergleichbare Schätzungen der jährlichen Kollisionen und des Zugvolumens erzielten KRIJGSVELD et al. (2011) im OWP OWEZ mit einem Kollisionsrisiko von 0,011-0,025 % (für Vögel in Rotorhöhe: 0,031-0,072 %).

Bei Annahme einer Ausweichrate von 95,6 % schätzen WELCKER & VILELA (2020) die Anzahl der jährlich in der deutschen AWZ an OWEA kollidierenden Nachtzieher auf 35.000 Individuen. Bezogen auf die Gesamtzahl der die Nord- und Ostsee überquerenden Nachtzieher entspricht dies einem kumulativen Kollisionsrisiko von 0,03 % in der Nordsee und von 0,002 % in der Ostsee. Bei höheren Ausweichraten wäre das Kollisionsrisiko entsprechend geringer. Die Autoren beschreiben, dass aufgrund der deutlich höheren Anzahl errichteter und im Bau befindlicher Anlagen

[9] https://www.bsh.de/SharedDocs/Meldungen_Oeffentl_Bekanntmachungen/_Anlagen/Downloads/SOLF-Teil-5.pdf?__blob=publicationFile&v=1

Zugvögel - Nachtzieher
(Grundlage der Berechnung) ca. 80 % der Kollisionen in der Nordsee erfolgen. Sie berechnen allerdings zudem, dass die Anzahl an Kollisionsereignissen pro Anlage in der Ostsee um ungefähr 50 % höher liegt als in der Nordsee. Angesichts der genannten Zahlen halten WELCKER & VILELA (2020) signifikante negative Einflüsse für Nachtzieher auf Populationsebene für unwahrscheinlich, weisen aber auf die Notwendigkeit der Anwendung von Populationsmodellen, die den Effekt zusätzlicher Mortalität an OWEA berechnen, zur Bestätigung dieser Vermutung hin. Das Kollisionsrisiko wurde für nachts ziehende Singvögel am Standort des OWP “Nordergründe” während der Hauptzugzeiten im Frühjahr und Herbst durch eine Modellierung theoretisch berechnet. Anhand der Modellierungen wurde eine theoretische Spanne errechnet, die am Standort je nach Datengrundlage (Radar oder Wärmebild) und zugrungegelegter Ausweichrate von vereinzelten bis zu mehreren Dutzend Kollisionen pro WEA/Jahr reicht. Es ist allerdings in diesem Zusammenhang wichtig, sich zu vergegenwärtigen, dass es sich bei den in dieser Studie vorgestellten Ergebnissen der Modellierungen um theoretische und nicht um nachgewiesene Kollisionen handelt. Die Modellierungen stellen eine mathematisch theoretische und nicht flexibel auf kurzfristige Änderungen des Zuggeschehens eingehende Berechnung der zu erwartenden Kollisionsanzahlen dar, deren Ergebnisse in erster Linie von den Zugintensitäten und der zugrunde gelegten Ausweichrate abhängen. (HILL et al. 2022). Berechnung theoretischer Vogelkollisionen im OWP Gennaker Im Folgenden wird der auf Grundlage verfügbarer Daten erwartete Anteil kollidierender Individuen am Gesamtaufkommen des Vogelzuges im Bereich des Vorhabengebietes „Gennaker“ dargestellt, der somit das Kollisionsrisiko wiedergibt. Hierbei wird zwischen Tag- und Nachtzug sowie Frühjahrs- und Herbstzug unterschieden. Diesen Berechnungen liegen die in der aktualisierten Basisaufnahme mit einem Schiffsradar ermittelten Höhenverteilungen des Vogelzugs am Standort zugrunde (IFAÖ 2025d) sowie Ausweichraten und Kollisionswahrscheinlichkeiten bei Durchflug des Rotorkreises. Die Werte für Ausweichraten und Kollisionswahrscheinlichkeiten bei Durchflug des Rotorkreises wurden in Ermangelung vorhabenspezifischer Daten aus anderen Projekten übernommen. Im Rahmen der Genehmigungserteilung nach § 16 BImSchG vom 05.03.2024 wurde in einer Nebenbestimmung die Durchführung eines Monitorings zur Erfassung des Vogelzuges während der Betriebsphase i. R. eines Risikomanagements festgelegt (STALU VP 2024). Das Konzept für das Monitoring des Vogelzugs (BIOCONSULT SH 2025a) während des Betriebes dient der Überprüfung des prognostizierten Kollisionsrisikos und dem sicheren Ausschluss des Tötungstatbestandes im artenschutzrechtlichen Kontext. Im Zuge der fachlichen Bewertung kann somit überprüft und validiert werden, ob bzw. dass deutlich weniger als 1 % der durch und über den OWP ziehenden Vögel mit den Anlagen kollidieren. Das vorgesehene Monitoring ist darüber hinaus geeignet, Kriterien für eine gegebenenfalls erforderliche Abschaltung der OWEA zu entwickeln, sollte die behördlicherseits festgelegte Signifikanzschwelle von 1 % überschritten werden. Aus der in der Basisaufnahme mittels Radar am Standort gemessenen Höhenverteilung des nächtlichen Vogelzuges (IFAÖ 2025d) wurde dazu der durchschnittliche Anteil der Echos bis 300 m

Höhe ermittelt. Die Rotorebene der aktuell geplanten Anlagen liegt innerhalb dieser Höhenschicht, umfasst aber nur den Bereich zwischen 25 und 261 m. Deshalb wurde aus dem mittleren Anteil der Echos bis 300 m Höhe aus vier Untersuchungsjahren der Anteil der Echos in dieser 236 m umfassenden Rotorebene berechnet (Tabelle 9).

Tabelle 9: Anteil Radarechos in Rotorebene am Standort OWP „Gennaker“ bei Nacht. Berechnung auf Grundlage gemessener Höhenverteilungen der Basisaufnahme (IfAÖ 2025d).

	Herbst	Frühjahr
Anteil Echos bis 300 m Höhe [%]		
1. Untersuchungsjahr 2013	42,5	18,4
2. Untersuchungsjahr 2014	47,7	26,9
3. Untersuchungsjahr 2016		31,4
4. Untersuchungsjahr 2023/24	39,6	21,1
Mittelwert	43,3	24,5
Anteil Echos in Rotorebene (25–261 m Höhe) [%]	34,0	19,2

Der Anteil nicht ausweichender Vögel (1,97 % bis 4,37 %) sowie die Kollisionswahrscheinlichkeit (6,36 %) dieser nicht ausweichenden Vögel bei Durchflug des Rotorkreises wurden aus SCHULZ et al. (2014) übernommen, weil auf empirischen Daten beruhende Erkenntnisse für die Ostsee nicht vorliegen.

Der Anteil nicht ausweichender Vögel wurde durch SCHULZ et al. (2014) durch den Vergleich der Zugrate im Luftraum innerhalb eines in Betrieb befindlichen OWP (gemessen mit Fixed-Beam-Radar) und der Zugrate im unmittelbaren Rotorbereich (gemessen mit Infrarotkamera-System VARS) ermittelt. Einen sehr ähnlichen Wert von 2,1 % ermittelten ASCHWANDEN et al. (2018) für nächtlich ziehende Vögel an WEA in der Schweiz. Im niederländischen OWP Egmond aan Zee (OWEZ) fanden KRIJGSVELD et al. (2011b) eine Ausweichrate von mindestens 97,6 %, d. h. höchstens 2,4 % der im OWP fliegenden Vögel wichen den Rotoren nicht aus.

Die mit 6,36 % angegebene Kollisionswahrscheinlichkeit beruht auf empirischen Daten, die in Modellrechungen verwendet wurden (SCHULZ et al. 2014). Dieser Wert liegt innerhalb einer Spanne an Werten, die anhand theoretischer Annahmen durch BELLEBAUM et al. (2010) für insgesamt 28 Zugvogelarten des Ostseeraums ermittelt wurden.

Tabelle 10: Erwartetes Kollisionsrisiko von Nachtziehern im OWP „Gennaker“ (fett).

Parameter	Wert	Anteil Vögel je Saison [%]	
		Herbst	Frühjahr
Breite Windpark NW-SO-Richtung [m]	9.950		

Zugvögel - Nachtzieher

Gesamtfläche Rotorkreise 63 Rotoren [m²]	2.755.843		
Vertikale Gesamtfläche bis 1.000 m auf Breite des Windparks	9.950.000	100	100
Gesamtfläche Höhenband Rotorebene auf 9,950 m Breite bei 236 m Rotordurchmesser [m²]	2.348.200	34,0	19,2
Anteil den Rotoren nicht ausweichender Vögel [%]	1,97–4,37	0,67–1,49	0,38–0,84
Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug [%]	6,36	0,043–0,094	0,024–0,053
Quotient Gesamtfläche Rotoren / Gesamtfläche Höhenband Rotorebene	1,17	**0,050–0,111**	**0,028–0,062**

Das Ergebnis dieser Berechnung entspricht dem Kollisionsrisiko eines einzelnen Vogels, der bei Nacht den OWP durch- oder überfliegt. Bezugsgröße sind alle ziehenden Vögel, die den Windpark über- bzw. durchfliegen, da die Flughöhe ziehender Vögel in hohem Maße von den Witterungsbedingungen (insbesondere Windstärke und Windrichtung) und der Jahreszeit beeinflusst wird (BELLEBAUM et al. 2010), so dass theoretisch jeder Vogel auch im Rotorbereich auftreten könnte. So wird ein einzelner Vogel insbesondere bei Rückenwind in der Regel höher ziehen als bei Gegenwind. Hierbei wird ein Über-/Durchfliegen des Windparks in Hauptzugrichtung (Nordost bzw. Südwest) angenommen, wobei der Windpark eine „Front“ von 9,95 km Breite in Hauptzugrichtung (Südost-Nordwest) bildet.

Für Nachtzieher errechnet sich ein Kollisionsrisiko von 0,050–0,111 % während des Herbstzuges und von 0,028–0,062 % während des Frühjahrszuges (Tabelle 10).

Für einen Vogel, der den OWP innerhalb eines Jahres (theoretisch) zweimal passiert, beträgt das Kollisionsrisiko somit im Mittel insgesamt 0,078–0,173 % (Summe der in Tabelle 10 genannten Werte). Damit ist das Erreichen eines potenziell als „signifikante Erhöhung“ anzusehenden Anteils von 1 % auch dann nicht zu erwarten, wenn man von Unsicherheiten in den beiden Eingangsparametern ausgeht.

In der Realität ist zu erwarten, dass ein erheblicher Teil der Individuen im Herbst nicht exakt dieselbe Flugroute wählt, wie im Frühjahr und den OWP nur einmal passiert. Das Kollisionsrisiko für jede einzelne Saison liegt im unteren Bereich der täglichen Sterblichkeit, die für eine Vielzahl nachts ziehender Vogelarten des Ostseeraums berechnet wurde (vgl. Abb. 2 im Kollisionsmonitoring, IFAÖ 2016a).

Das individuelle Kollisionsrisiko liegt deutlich unter dem „allgemeinen Lebensrisiko“, also dem „*Risiko, dem einzelne Exemplare der jeweiligen Art im Rahmen des allgemeinen Naturgeschehens stets ausgesetzt sind*“ (BVerwG Urteil v. 8.1.2014 - 9 A 4.13, Rdnr. 99). Die nach Literaturangaben errechneten täglichen Verlustraten von Nachtziehern, die regelmäßig die Ostsee überqueren, sind artspezifisch verschieden. Der mit großem Abstand überwiegende Teil der Arten, die unter

Zugvögel - Nachtzieher

bestimmten Umständen von Kollisionen betroffen sein können, sind nachts ziehende Singvögel. Deren allgemeines Lebensrisiko wird mit 0,07-0,30 % und für Nichtsingvögel mit 0,04-0,33 % angegeben (BELLEBAUM et al. 2010).

Der Zug, besonders über See, ist für viele Landvögel mit erhöhten Verlusten verbunden (z. B. KLAASSEN et al. 2014, SILLETT & HOLMES 2002). Die Verwendung einer konstanten täglichen Mortalität ist deshalb für das allgemeine Lebensrisiko während des Zugs über See eine sehr konservative Annahme. Das prognostizierte geringe Kollisionsrisiko im OWP „Gennaker“ (im Mittel insgesamt: 0,078-0,173 %) unterschreitet das Niveau der täglichen Mortalität bzw. befindet sich an dessen unterer Schwelle. Somit ist ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko sicher auszuschließen.

Der hier mögliche Verbotstatbestand „Töten, Verletzen” („Fangen“ trifft nicht zu) durch Vogelschlag an den Anlagen des Offshore-Windparks tritt hier nicht ein. Bei den dennoch zu erwartenden Kollisionsopfern handelt es sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA und Rotoren sind nicht zu prognostizieren. Die Kollisionsopfer unter den Zugvögeln liegen von der Anzahl her in einer Spanne, die dem allgemeinen Lebensrisiko der Arten entspricht.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☒ ja ☐ nein

Zugvögel - Nachtzieher

Gemäß Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) sind die OWEA zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme mit einer dem aktuellen Stand der Technik entsprechenden, bedarfsgerechten Nachtkennzeichnung zu versehen. Diese bewirkt, dass die Flughindernisfeuer ausschließlich bei Annäherung von Flugzeugen oder anderen Luftfahrzeugen eingeschaltet werden und entsprechend die meiste Zeit außer Betrieb bleiben. Durch die bedarfsgerechte Luftfahrthinderniskennzeichnung wird die Befeuerung auf das absolut notwendige sicherheitsrelevante Mindestmaß reduziert.

Durch eine derartige Maßnahme werden unnötige Lichtemissionen vermieden. Es wird davon ausgegangen, dass eine solche angepasste Befeuerung während des Betriebs zur Reduzierung von eventuell auftretenden Anlockeffekten durch Licht führt (BSH 2020). Es wird erwartet, dass durch den weitestgehenden Wegfall eines potenziellen Anlockeffekts durch die Flugsicherheitsbefeuerung auch die Kollisionsgefahr für ziehende Vögel reduziert wird.

Eine dauerhafte Lichtemission mit einer potenziellen Lockwirkung geht nur von den am Rand gelegenen Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) bzw. Umspannplattformen (USP) aus. Die an den OWEA und den USP zur Nachtkennzeichnung als Schifffahrtshindernis angebrachten 5sm-Seelaternen sind an den WEA unterhalb der Rotorebene auf einer Höhe von ca. 14 m (MSL) positioniert und besitzen einen vertikalen Abstrahlwinkel von 10° nach oben und unten. Im Gegensatz zur Flugbefeuerung kann die Nachtkennzeichnung für die Schifffahrt aufgrund der Pflichten zur Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs nicht bedarfsgesteuert erfolgen. Welchen Anteil die jeweiligen Hindernisfeuer an der Anlockwirkung bei schlechter Sicht haben ist bisher nicht genau bekannt. Die Sichtweite der Schifffahrthindernisbefeuerung ist aber deutlich geringer als die der Luftfahrthindernisbefeuerung.

Weiterhin ist gemäß Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) ein Kollisionsmonitoring mittels Radar- und Kamerasystemen (vgl. BioCONSULT SH 2025a) vorgesehen. Sollte dieses zeigen, dass es entgegen der Prognose und aktuellen Erkenntnissen dennoch zu einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos (Überschreitung der 1 %-Schwelle) kommt, kann eine vorübergehende Abschaltung von OWEA des OWP „Gennaker“ bei erhöhtem Vogelaufkommen im Rotorbereich das Vogelschlagrisiko reduzieren.

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich? ☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Zugvögeln nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Arten liegt.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein

☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten

☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Zugvögel - Nachtzieher

☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population

Die hier betrachteten nachgewiesenen Zugvogelarten können nur während der „Überwinterungs- und Wanderungszeiten“ betroffen sein. „Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten“ betreffen die Arten nicht als Zugvögel und nicht im betrachteten Seegebiet. Betroffenheiten während der Mauserzeiten werden hier nicht betrachtet, da diese Vogelarten bei den Rastvögeln behandelt wurden.

Der „Störungstatbestand“ bei der Bewertung der Zugvögel, kann durch Scheuch- und Barrierewirkung während der Bauzeit des Windparks und in der Betriebsphase durch die sich drehenden Rotoren an den OWEA auftreten.

Die Flugstrecke der Zugvögel zur Überquerung der Ostsee beträgt teilweise einige 100 km. Angesichts der Gesamtbreite des Breitfrontzuges von mind. 300 km sowie der Tatsache, dass Vogelschlag vor allem nachts bei ungünstiger Wetterlage stattfinden wird, ist der Anteil der betroffenen Individuen an der Gesamtzahl der ziehenden Tiere gering. Die Auswirkungen der sich drehenden Rotoren (Barrierewirkung durch visuelle Unruhe und Geräuschemissionen) treten im oben genannten Bereich auf. Nach BERTHOLD (2000b) bewegen sich die Nonstopflugleistungen des Großteils der Zugvogelarten - auch der Kleinvögel - in Größenordnungen über 1.000 km. Es ist daher nicht damit zu rechnen, dass der gegebenenfalls benötigte Mehrbedarf an Energie durch einen möglicherweise erforderlichen Umweg zu „erheblichen Störungen“ in Bezug auf den Vogelzug führen würde.

Von der Erfüllung des „Störungstatbestandes“ wird noch nicht ausgegangen, wenn einzelne Zugvögel beeinträchtigt werden, sondern erst wenn ausreichende Erkenntnisse darüber vorliegen, dass die Zahl der beeinträchtigten Tiere so groß ist, dass von einer signifikanten Beeinträchtigung der Populationsgröße ausgegangen werden kann. Laut BSH (2020b) konnte „ein gemeingültiger Akzeptanzgrenzwert mangels hinreichender Erkenntnisse bisher noch nicht ermittelt werden. Zumindest als Orientierung kann jedoch der in Fachkreisen bei avifaunistischen Betrachtungen vielfach verwendete Schwellenwert von einem Prozent herangezogen werden. Das Gefährdungspotenzial für die jeweilige biogeografische Population liegt dabei zum einen in dem Verlust durch Vogelschlag sowie zum anderen in sonstigen nachteiligen Auswirkungen, die sich durch erzwungene Flugroutenveränderungen ergeben können“.

„Erhebliche Störungen“ könnten also auch vom energetischen Mehraufwand beim Um- oder Überfliegen des OWP ausgelöst werden. Über das Ausmaß der Barrierewirkung bzw. die Frage, was ein Umweg von z. B. 20 km für die Fitness der Nachtzieher bedeutet (Anmerkung: die Ausdehnung der Vorhabenfläche, d. h. der Nettofläche, beträgt in Ost-West Richtung ca. 18 km und in Nord-Süd Richtung ca. 7,5 km sowie 9,95 km in Hauptzugrichtung Südost-Nordwest), kann aus einem Vergleich mit dem Gesamtzugweg geschlossen werden. DIERSCHKE et al. (2000) stellen in Bezug auf die Querung der Ostsee 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 Ostsee für einen Teil der Population eine Herausforderung 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. Im Herbst

Zugvögel - Nachtzieher
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). Es werden „erhebliche Störungen“ aller nachtziehenden Arten ausgeschlossen und es tritt keine „Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Populationen“ ein (Anmerkung: Da bei Zugvögeln, anders als bei Brutvögeln, die „lokale Population“ keine „greifbare“ Größe darstellt und sich die eigentlichen „lokalen Populationen“ meist in Skandinavien befinden, wird eine fachgutachtliche Bewertung vorgenommen). **Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern** ☐ ja ☒ nein Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von nachtziehenden Zugvögeln, die eine Beeinträchtigung der lokalen Populationen nach sich ziehen könnte.
Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG: Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört? (ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen) ☐ ja ☒ nein „Fortpflanzungsstätten“ der hier betrachteten Zugvögel werden durch die Vorhabenwirkungen unter keinen Umständen betroffen. Da die Ostsee von vielen Zugvögeln besonders der Artengruppe Singvögel, aber auch von Greifen und Eulen im Non-Stopp-Flug überflogen wird, werden auch „Ruhestätten“ nicht durch die Vorhabenwirkungen in der Intensität betroffen, dass der „Verbotstatbestand“ erfüllt wäre. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück? ☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich?

Zugvögel - Nachtzieher
☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

5.2.3.3 Tagzieher

Zugvögel - Tagzieher	
Schutzstatus	**Gefährdungsstatus**
☒ europäische Vogelart gemäß Anh. 1 VSchRL ☐ § 54 Abs. 1 Nr. 2 ☒ streng geschützt nach BArtSchV	Kat. - RL M-V Kat. - RL Deutschland

Bestandsdarstellung

Kurzbeschreibung der Biologie

Die hier zusammengefassten Vogelarten besitzen bei aller Verschiedenheit hinsichtlich ihrer Verbreitung, Lebensraumansprüche und Verhaltensweisen die Gemeinsamkeit, dass sie auf ihrem Zugweg die Ostsee überfliegen. Aufgrund der Vielzahl der hier betrachteten Arten können keine Lebensraumansprüche und Verhaltensweisen (z. B. aktive Ruderflieger, Thermiksegler, etc.) beschrieben werden.

Während des Tagzuges orientiert sich eine Vielzahl von Vogelarten an Landmarken. Als Tagzieher sind die Mehrzahl der See- und Wasservögel (Seetaucher, Kormorane, Gänse, Enten, Seeschwalben) sowie einige Singvögel (z. B. Schwalben, Pieper, Stelzen, Finken) anzusehen. Von Landvögeln ist bekannt, dass zumindest beim Tagzug Landbrücken bevorzugt werden und der Zug über Wasser oftmals stark durch den Verlauf der Küstenlinien und Inseln gelenkt wird (BUURMA 2002).

Dabei muss davon ausgegangen werden, dass auch Zugwege so genannter „Breitfrontzieher“ wie tagziehende und nachtziehende Singvögel zunächst durch den Verlauf von Küstenlinien beeinflusst werden, so dass sich erhöhte Zugkonzentrationen vor allem an in Zugrichtung verlaufenden und sich in Zugrichtung verjüngenden Landvorsprüngen bilden (DESHOLM et al. 2014).

Limikolen ziehen wahrscheinlich zu allen Tageszeiten in breiter Front (vergleichbar mit nächtlichem Zug von Kleinvögeln) und in großer Höhe (MELTOFTE 2008).

Für Tagzieher, Greifvögel wird die Kollisionsgefahr als gering eingeschätzt, da sie Hindernisse am Tage erkennen und reagieren können. Für größere Arten, wie Gänse, Enten, Seetaucher kann es zu einem zusätzlichen energetischen Aufwand für das Umfliegen bzw. Überfliegen von OWEA kommen. Auch für tagziehende Kleinvögel mit geringeren Energiereserven können größere Ausweichflüge höhere Energiebelastungen darstellen.

Verbreitung in Deutschland / in Mecklenburg-Vorpommern

Deutschland:

Da zu den Zugvögeln eine Vielzahl von Arten gehören, lässt sich keine Deutschland-Verbreitung angeben.

Unter Zugrundelegung der Bestände der über Mitteleuropa hinweg ziehenden Arten und Anzahlen in Skandinavien ist davon auszugehen, dass 80 % des Vogelzuges über die westliche Ostsee nachts stattfindet (KARLSSON 1993). Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum während der Herbstsaison (Quelle: BELLEBAUM et al. 2008, errechnet

Zugvögel - Tagzieher

nach HEATH et al. 2000 und SKOV et al. 1998, in BSH 2020b, vgl. auch Aussagen: BSH 2021 (ROP 2021) sowie Kap. 2.10 in BSH 2025)) belaufen sich für verschiedene Vogelgruppen wie folgt: Wasservögel: 10-20 Mio., Greifvögel: <0,5 Mio., Kraniche: 60.000, nachts ziehende Singvögel (Ruderflieger): 200-250 Mio., tagsüber ziehende Singvögel (bzw. Tag-/Nachtzieher): 150-200 Mio.

Mecklenburg-Vorpommern:

Da zu den Zugvögeln eine Vielzahl von Arten gehören, lässt sich keine Mecklenburg-Vorpommern-Verbreitung angeben.

Bei landgebundenen Vogelarten (Kleinvögel, Greife) ist im Frühjahrszug mit landnahen Konzentrationen an markanten Landpunkten wie z. B. vor der Halbinsel Wittow oder dem Darßer Ort zu rechnen. Mehrere Wasservogelarten ziehen überwiegend küstennah.

Vorkommen im Untersuchungsraum

☒ nachgewiesen ☐ potenziell möglich

Da eine Vielzahl von Zugvogelarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden, können diese nicht artweise behandelt werden. Für Details zum Vorkommen von Zugvögeln im Untersuchungsgebiet wird auf das Fachgutachten verwiesen (IFAÖ 2025d).

Prüfung des Eintretens der Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sowie vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF):

- es sind keine artbezogenen Maßnahmen erforderlich und daher auch nicht vorgesehen

Prognose und Bewertung des Tötungs- und Verletzungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG:

Das Verletzungs- oder Tötungsrisiko von Tieren bzw. das Risiko der Beschädigung oder Zerstörung ihrer Entwicklungsformen aufgrund von Bau und/ oder Betrieb

☐ erhöht sich signifikant

☒ erhöht sich nicht signifikant

<u>Wasservögel</u>

Die meisten Wasservögel fliegen auf dem Zug nur zu geringen Anteilen im Rotorbereich. Wasservögel zeigen ein deutlich ausgeprägtes Ausweichverhalten gegenüber Offshore-Windparks und umfliegen entweder den gesamten OWP oder einzelne OWEA, teilweise steigern sie auch ihre Flughöhe. Aufgrund dieses Verhaltens sind nur sehr wenige Kollisionen einzelner Individuen zu erwarten. Da die Hindernisse auch nachts erkannt werden (Richtungsanpassung auch nachts, CHRISTENSEN et al. 2004), entstehen kritische Situationen nur bei Schlechtwetterbedingungen, bei denen Meeresenten jedoch überwiegend den Zug unterbrechen oder bei Gegenwind sehr niedrig (unter Rotorhöhe) fliegen.

Untersuchungen im dänischen OWP „Nysted“ belegen ein sehr geringes Kollisionsrisiko für ziehende Meeresenten (mehrheitlich Eiderenten).

Zugvögel - Tagzieher

Gänse können zu einem höheren Anteil im Höhenbereich von WEA fliegen. Gänse sind vornehmlich Tagzieher, die Hindernisse bereits weithin wahrnehmen und ausweichen. Windparks an Land werden regelmäßig um- bzw. überflogen, Meideabstände betragen 200-600 m. HÖTKER et al. (2005) ermittelten einen durchschnittlichen Abstand von 373 m bei der Auswertung von 13 Studien. Auch die Zahl nachgewiesener Kollisionsopfer ist gering (Datensammlung der SVSW Brandenburg). An dänischen Leuchttürmen fanden sich innerhalb von 54 Jahren insgesamt nur 37 Ringelgänse und eine Kurzschnabelgans (HANSEN 1954).

Das Kollisionsrisiko von Seevögeln einschließlich Möwen ist gering. Seeschwalben fliegen zu weniger als 5 % in Rotorhöhe (COOK et al. 2011) und umfliegen OWP überwiegend (KRIJGSVELD 2014). Das Vorkommen von Großmöwen ist zudem stark von Fischereiaktivitäten bestimmt, die im OWP stark eingeschränkt sein werden.

Die **Blässgans** zog am häufigsten im Bereich zwischen 20 und 50 m Höhe mit mehr als einem Viertel der Individuen, gefolgt von den untersten 5 m mit etwas mehr als einem Fünftel. Auf die übrigen Höhenbereiche bis 200 m entfielen Individuenanteile von 10–13 %, über 200 m Höhe zog ein Anteil von 17 % (IFAÖ 2025d).

Aufgrund der überwiegend geringen Flughöhen und des relativ starken Meideverhaltens der aufgeführten Wasservögel sowie den geringen Anzahlen der meisten Arten im Vorhabengebiet ist ein signifikant erhöhtes Tötungs- und Verletzungsrisiko auszuschließen.

Landvögel: Tagzieher

Tagziehende Landvögel sind über der offenen See in geringen Höhen in weit geringerem Umfang zu erwarten als nachts ziehende Landvögel (eigene Beobachtungen mittels Zielfolgeradar am Kap Arkona 2005/2006). Zug findet weitestgehend bei guten Sichtverhältnissen statt, bei denen Hindernisse erkannt und um- bzw. überflogen werden können. Der OWP „Horns Rev“ wurde von tagsüber ziehenden Landvögeln größtenteils überflogen (Ringeltauben, z. T. Drosseln), obwohl manche Tagzieher durchaus in OWPs anzutreffen sind (BLEW et al. 2008). Im OWP „alpha ventus“ wurden in den hellen Tagesstunden nur 1,4-2,6 Kollisionen pro Jahr an einer OWEA ermittelt (SCHULZ et al. 2014). Die geringe Kollisionswahrscheinlichkeit bei tagsüber ziehenden Landvögeln wird auch durch Auswertungen von Leuchtturmanflügen bestätigt (HANSEN 1954). Für Tagzieher ist daher ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko auszuschließen.

SKOV et al. (2018) ermittelten im OWP „Thanet“ (Ostküste Englands) sechs Kollisionen, was 0,05 % der vom System aufgenommen Vögel entsprach. Dabei traten sowohl in der Hellphase als auch in der Dunkelheit mehr Individuen im Rotorbereich auf, wenn die OWEA stillstand, wobei nachts etwa die doppelte Anzahl an Vögeln nachgewiesen wurde.

Greifvögel

Die meisten segelfliegenden Greifvögel vermeiden den Flug über die offene See und folgen im Herbst auf dem Zug überwiegend der „Vogelfluglinie“ (Inseln: Fehmarn, Falster, Møn und Seeland, Falsterbo). Dadurch treten z. B. bei Falsterbo hohe Konzentrationen ziehender Greifvögel auf (http://www.skof.se/fbo). Östlich dieser Hauptroute ziehen diese Vögel in wesentlich geringerer Dichte (z. B. FRANSSON & PETTERSSON 2001). Im Frühjahr folgen Greifvögel häufiger als im Herbst der südlichen Ostseeküste bis zum Darßer Ort oder Rügen (BSH 2020b, vgl. Kap. 2.10 in BSH 2025).

Zugvögel - Tagzieher

Nach den Ergebnissen der projektspezifisch durchgeführten Untersuchungen und auf der Grundlage der einschlägigen Literatur kommt dem untersuchten Vorhabengebiet aufgrund der relativ hohen Artenzahl mit hohem Anteil von Arten mit besonderem Gefährdungs- und Schutzstatus, aber mittleren Individuenzahlen und auf Basis der projektspezifischen Beobachtungsdaten mit wenigen Hinweisen auf deutliche Konzentrationseffekte eine mittlere Bedeutung für ziehende Greifvögel zu (IFAÖ 2025d).

Bei Gegenwind fanden SKOV et al. (2016) am Fehmarnbelt eine vermehrte Richtungsänderung ziehender Greifvögel beim Abflug von der dänischen Küste in Richtung des küstennahen OWP „Rödsand 2“. Anzunehmen ist, dass der OWP in dieser Situation der Überquerung des schmalen Fehmarnbelts als Landmarke angesteuert wurde. Das Verhalten der Vögel nach Erreichen des OWP ist nicht dokumentiert. Allerdings fliegen Greifvögel hauptsächlich bei guter Sicht, und bei Rückenwind überwiegend oberhalb der Rotorebene (SKOV et al. 2012). Die von SKOV et al. (2012) geschätzten Kollisionshäufigkeiten waren gering. Die besondere Gefährdung von Greifvögeln an WEA an Land ist standortabhängig und nicht auf im Streckenflug die Ostsee überquerende Greife übertragbar. Für Greifvögel ist daher ein signifikant erhöhtes Verletzungs- und Tötungsrisiko auszuschließen.

Zur Abschätzung eventueller negativer Auswirkungen ist u. a. die Flughöhe maßgebend. Die Flughöhen werden aus dem Zugvogelgutachten (IFAÖ 2025d) nachfolgend für einige Tagzieher angegeben.

Die **Zwergmöwe** zog mit einem Anteil von über 90 % der erfassten Individuen in Höhen bis 20 m über Wasser. Zwischen 20 und 50 m Höhe bewegten sich knapp 3 %, zwischen 50 und 100 m Höhe weniger als 1 % der registrierten Zwergmöwen (IFAÖ 2025d).

Über 90 % der erfassten **Rauchschwalben** zogen in den untersten 10 Metern über Wasser, knapp 9 % zogen zwischen 10 und 20 Metern Höhe. Die übrigen Individuen (unter 1 %) wurden zwischen 20 und 50 m Höhe registriert (IFAÖ 2025d).

Auch der **Wiesenpieper** war mit einem Individuenanteil von über 90 % in den untersten 10 Höhenmetern vertreten. Zwischen 10 und 20 m Höhe zogen 5,5 %, die übrigen Wiesenpieper flogen zwischen 20 und 50 m Höhe (IFAÖ 2025d).

Der **Buchfink** zog ebenfalls mit einem Individuenanteil von mehr als 90 % in den untersten 10 Metern über Wasser. Auf den Höhenbereich 10–20 m entfiel ein Anteil von 8 %, die übrigen gesichteten Individuen dieser Art bewegten sich zwischen 20 und 50 m Höhe (IFAÖ 2025d).

Für tagziehende Landvögel ist ein geringeres Kollisionsrisiko zu erwarten als für Nachtzieher, da die Sichtverhältnisse am Tage meist ausreichen, um Hindernissen auszuweichen. Zudem können die meisten Arten sehr gut manövrieren. Aber auch für die tagziehenden Landvögel steigt die Wahrscheinlichkeit von Kollisionen bei schlechten Wetterverhältnissen. Ein erhöhtes Vogelschlagrisiko ist vor allem bei plötzlich einsetzendem Nebel oder Regen bzw. sehr starken oder böigen (Gegen-) Winden gegeben (z. B. AUMÜLLER et al. 2011), wenn die Vögel in geringer Höhe fliegen müssen und Hindernisse nicht wahrnehmen können. Hauptsächlich sind daher in der Regel nachts ziehende Singvögel (vor allem Drosseln, Lerchen u. a.) sowie in geringerem Ausmaß Watvögel vom Vogelschlag an anthropogenen Vertikalstrukturen betroffen.

Zugvögel - Tagzieher

Des Weiteren ist davon auszugehen, dass bei Tag oder in der Dämmerung durchziehende Vögel einer geringen Gefährdung ausgesetzt sind, da diese die Hindernisse erkennen und ausweichen können (vgl. KAHLERT et al. 2004, BLEW et al. 2006, 2007, 2008). Lokal ansässige Vögel, wie Möwen oder nicht ziehende Kormorane, halten sich häufig innerhalb der Windparkflächen zur Nahrungssuche auf. Obwohl sie anscheinend von neu erschlossenen Nahrungsressourcen im Bereich des Windparks profitieren, sind sie einem gewissen Kollisionsrisiko ausgesetzt. Zwergmöwen zeigten ein eindeutiges Meideverhalten und präferierten Flughöhen unterhalb des Rotorbereiches, so dass nur Kollisionen mit den Fundamenten oder dem unteren Teil des Turmes bei schlechter Sicht anzunehmen sind. Singvögel und Greifvögel werden von BLEW et al. (2008) als die am stärksten vom Kollisionsrisiko betroffenen Arten eingestuft, da sie nur kleinräumig – das heißt in geringer Entfernung zu den Anlagen – mit Meideverhalten reagierten und den Windparkbereich häufig in Rotorhöhe passierten.

SCHULZ et al. (2011) setzten zur Ermittlung des Vogelschlags auf der Forschungsplattform „FINO 2“ in der Ostsee ein infrarotbasiertes Kamerasystem mit Bewegungsanalysesoftware ein, das fliegende Vögel bei Tag und in der Nacht in Echtzeit erkennt und als Videosequenz aufzeichnet. Durch die Blickrichtung der Kameras in den Messmast ist die Aufzeichnung von Kollisionen fliegender Vögel mit der Stahlkonstruktion, inklusive Auslegern und deren Drahtabspannungen, möglich. Es wurden sowohl Kollisionen mit den Stahlseilen zur Abspannung der Ausleger (vorwiegend in der Morgendämmerung vor Sonnenaufgang), aber auch mit der Mastkonstruktion (in der Nacht) dokumentiert. SCHULZ et al. (2011)) betonen, dass die auf der „FINO 2“ dokumentierten Kollisionsereignisse durch die Unterschiede in der Konstruktion nicht auf Windkraftanlagen übertragbar sind. Der hier mögliche Verbotstatbestand „Töten, Verletzen” („Fangen“ trifft nicht zu) durch Vogelschlag an den Anlagen des Offshore-Windparks tritt hier nicht ein. Bei den dennoch zu erwartenden Kollisionsopfern handelt es sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind. Systematische bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen durch Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den OWEA und Rotoren sind nicht zu prognostizieren. Die Kollisionsopfer unter den tagziehenden Zugvögeln liegen von der Anzahl her in einer Spanne, die dem allgemeinen Lebensrisiko der Arten entspricht.

Berechnung theoretischer Vogelkollisionen im OWP Gennaker

Tabelle 11 gibt eine Übersicht über die Höhenverteilung von Tagziehern auf Grundlage von Radarmessungen im Bereich des Vorhabengebietes.

Tabelle 11: Anteil Radarechos in Rotorebene am Standort OWP „Gennaker“ am Tag. Berechnung auf Grundlage gemessener Höhenverteilungen der Basisaufnahme (IFAÖ 2025d).

	Herbst	Frühjahr
Anteil Echos bis 300 m Höhe [%]		
1. Untersuchungsjahr 2013	43,8	43,9
2. Untersuchungsjahr 2014	51,9	29,2
3. Untersuchungsjahr 2016 (nur Frühjahr)		57,8

Zugvögel - Tagzieher

4. Untersuchungsjahr 2023/24	43,8	36,8
Mittelwert	46,5	41,9
Anteil Echos in Rotorebene (25–261 m Höhe) [%]	36,6	33,0

Zur Berechnung des am Windpark „Gennaker“ zu erwartenden Kollisionsrisikos für Tagzieher wurde als Anteil derjenigen Vögel, die den Rotoren im Anflug auf den Rotorkreis nicht ausweichen, ein Wert von 2 % angenommen. Dieser wurde im Rahmen umfangreicher Sichtbeobachtungen am im Betrieb befindlichen, niederländischen Offshore-Windpark Egmond aan Zee (OWEZ) ermittelt (KRIJGSVELD et al. 2011a).

Als Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug wurde wie im Fall der Nachtzieher ein Wert von 6,36 % angenommen (SCHULZ et al. 2014).

Das für Tagzieher berechnete Kollisionsrisiko beträgt im Herbst 0,054 und im Frühjahr 0,049 % (Tabelle 12). Für beide Saisons summiert ergeben sich damit 0,103 %. Die Werte liegen somit innerhalb der Spanne, die für das Kollisionsrisiko von Nachtziehern errechnet wurde und deutlich unter dem als Schwellenwert für eine Signifikanz angenommenen Wertes von 1 %.

Tabelle 12: Erwartetes Kollisionsrisiko tagziehender Ruderflieger im OWP „Gennaker“ (fett).

Parameter	Wert	Anteil Vögel je Saison [%]	
		Herbst	Frühjahr
Breite Windpark NW-SO-Richtung [m]	9.950		
Gesamtfläche Rotorkreise 63 Rotoren [m²]	2.755.843		
Vertikale Gesamtfläche bis 1.000 m auf Breite des Windparks	9.950.000	100	100
Gesamtfläche Höhenband Rotorebene auf 9,950 m Breite bei 236 m Rotordurchmesser [m²]	2.348.200	36,6	33,0
Anteil den Rotoren nicht ausweichender Vögel [%]	2,0	0,73	0,66
Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug [%]	6,36	0,047	0,042
Quotient Gesamtfläche Rotoren / Gesamtfläche Höhenband Rotorebene	1,17	**0,054**	**0,049**

Unter der Annahme einer Signifikanzschwelle für das Tötungsrisiko von 1% ist weder nach der Prognose für den OWP „Gennaker“, noch aufgrund der Erkenntnisse aus den OWP „alpha ventus“ und OWEZ (KRIJGSVELD et al. 2011a) über die Meidung sich drehender Rotoren ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko zu erwarten. Das gilt für die Messungen im OWP „alpha ventus“

Zugvögel - Tagzieher

ausdrücklich auch unter Einschluss von Nächten mit Anlockwirkung des beleuchteten OWP. Das Kollisionsrisiko ist so gering, dass auch bei einem höheren Anteil nicht ausweichender Vögel (z. B. 5 %), einer höheren Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug (z. B. 12 %) oder bei einem Zusammenfallen dieser beiden beispielhaft erhöhten Werte keine signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos gegeben wäre.

Unter Berücksichtigung der bestehenden Lebensrisiken von Zugvögeln kommt es daher durch den Bau und Betrieb des OWP „Gennaker“ nicht zu einem signifikant erhöhten Verlustrisiko für Zugvögel.

Die höchsten Kollisionszahlen sind nach den Erfahrungen an anderen Offshore-Bauwerken bei nächtlichen Anlockereignissen zu erwarten. Über die Häufigkeit von Anlockereignissen in der Ostsee liegen Erkenntnisse für die Forschungsplattform FINO 2 vor (SCHULZ et al. 2011), Häufigkeit und Ausmaß von Anlockereignissen an OWP sind dagegen in der Ostsee nicht näher untersucht. Es existieren auch keine Referenzwerte aus dem im unmittelbaren Umfeld des Vorhabens liegenden OWP „Baltic 1“, da hier kein Monitoring durchgeführt wurde.

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um baubedingtes Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Bauzeitenregelungen bzw. Baufeldinspektionen sind vorgesehen: ☐ ja ☒ nein

☐ Das Baufeld wird außerhalb der Zeiten geräumt, in denen die Art anwesend ist (außerhalb des Zeitraums von bis)

☐ Das Baufeld wird vor dem Eingriff auf Besatz geprüft

Ist der Fang von Tieren aus dem Baufeld zu ihrer Rettung notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind Maßnahmen zur Vermeidung einer spontanen Wiederbesiedlung des Baufeldes notwendig?

☐ ja ☒ nein

Sind sonstige Maßnahmen zur Vermeidung von baubedingten Tötungen notwendig?

☐ ja ☒ nein

Besteht die Gefahr, dass trotz Vermeidungsmaßnahmen baubedingte Tötungen in einem nicht vernachlässigbaren Umfang eintreten könnten?

☐ ja ☒ nein

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz vor betriebs- oder anlagebedingtem Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG

Sind Vermeidungsmaßnahmen für betriebs- oder anlagebedingt gefährdete Tierarten erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Sind Vermeidungsmaßnahmen für sonstige anlage- und betriebsbedingte Tötungsrisiken erforderlich?

☐ ja ☒ nein

Zugvögel - Tagzieher
Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen erhöht sich das Kollisionsrisiko von Zugvögeln nicht über ein statistisch signifikantes Niveau, das über dem allgemeinen Lebensrisiko der Arten liegt.
Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Prognose und Bewertung des Störungsverbotes gem. § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG **Die Störung von Tieren während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten** ☐ führt zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population ☒ führt zu keiner Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population Die hier betrachteten nachgewiesenen Zugvogelarten können nur während der „Überwinterungs- und Wanderungszeiten“ betroffen sein. „Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten“ betreffen die Arten nicht als Zugvögel und nicht im betrachteten Seegebiet. Betroffenheiten während der Mauserzeiten werden hier nicht betrachtet, da diese Vogelarten bei den Rastvögeln behandelt wurden. Der „Störungstatbestand“ bei der Bewertung der Zugvögel, kann durch Scheuch- und Barrierewirkung und Vogelschlag während der Bauzeit des Windparks und in der Betriebsphase durch Vogelschlag an den OWEA und den Rotoren (auch durch Nachlaufströmungen) auftreten. Durch nächtliche Beleuchtung könnte sich der Vogelschlag durch die entstehende Anlockwirkung noch verstärken. Die Flugstrecke der Zugvögel zur Überquerung der Ostsee beträgt teilweise einige 100 km. Angesichts der Gesamtbreite des Breitfrontzuges von mind. 300 km sowie der Tatsache, dass Vogelschlag vor allem nachts bei ungünstiger Wetterlage stattfinden wird, ist der Anteil der betroffenen Individuen an der Gesamtzahl der ziehenden Tiere gering. Die Auswirkungen der sich drehenden Rotoren (Barrierewirkung durch visuelle Unruhe und Geräuschemissionen) treten im oben genannten Bereich auf. Nach BERTHOLD (2000b) bewegen sich die Nonstopflugleistungen des Großteils der Zugvogelarten - auch der Kleinvögel - in Größenordnungen über 1.000 km. Es ist daher nicht damit zu rechnen, dass der gegebenenfalls benötigte Mehrbedarf an Energie durch einen möglicherweise erforderlichen Umweg zu „erheblichen Störungen“ in Bezug auf den Vogelzug führen würde. Von der Erfüllung des „Störungstatbestandes“ wird noch nicht ausgegangen, wenn einzelne Zugvögel beeinträchtigt werden, sondern erst wenn ausreichende Erkenntnisse darüber vorliegen, dass die Zahl der beeinträchtigten Tiere so groß ist, dass von einer signifikanten Beeinträchtigung der Populationsgröße ausgegangen werden kann. Laut BSH (2020b) konnte „ein gemeingültiger Akzeptanzgrenzwert mangels hinreichender Erkenntnisse bisher noch nicht ermittelt werden. Zumindest als Orientierung kann jedoch der in Fachkreisen bei avifaunistischen Betrachtungen vielfach verwendete Schwellenwert von einem Prozent herangezogen werden. Das Gefährdungspotenzial für die jeweilige biogeografische Population liegt dabei zum einen in dem

Zugvögel - Tagzieher

Verlust durch Vogelschlag sowie zum anderen in sonstigen nachteiligen Auswirkungen, die sich durch erzwungene Flugroutenveränderungen ergeben können“.

„Erhebliche Störungen“ könnten also auch vom energetischen Mehraufwand beim Um- oder Überfliegen des OWP ausgelöst werden. Über das Ausmaß der Barrierewirkung bzw. die Frage, was ein Umweg von z. B. 20 km für die Fitness der Tagzieher bedeutet (Anmerkung: die Ausdehnung der Vorhabenfläche, d. h. der Nettofläche, beträgt in Ost-West Richtung ca. 18 km und in Nord-Süd Richtung ca. 7,5 km sowie 9,95 km in Hauptzugrichtung Nordost-Südwest), kann aus einem Vergleich mit dem Gesamtzugweg geschlossen werden. DIERSCHKE et al. (2000) stellen in Bezug auf die Querung der Ostsee 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 Ostsee für einen Teil der Population eine Herausforderung 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. 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). Es werden „erheblichen Störungen“ aller tagziehenden Arten ausgeschlossen und es tritt keine „Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Populationen“ ein (Anmerkung: Da bei Zugvögeln, anders als bei Brutvögeln, die „lokale Population“ keine „greifbare“ Größe darstellt und sich die eigentlichen „lokalen Populationen“ meist in Skandinavien befinden, wird eine fachgutachtliche Bewertung vorgenommen).

Artspezifische Vermeidungsmaßnahmen sind erforderlich, um Eintreten des Verbotstatbestandes § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG zu verhindern

☐ ja ☒ nein

Auch ohne Vermeidungsmaßnahmen führt das Vorhaben nicht zu einer Störung von Zugvögeln, die eine Beeinträchtigung der lokalen Population nach sich ziehen könnte.

Der Verbotstatbestand „Störung” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein☐ ja ☒ nein

Prognose und Bewertung der Schädigungstatbestände gem. § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG:

Werden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bau- und/ oder betriebsbedingt aus der Natur entnommen, beschädigt oder zerstört?

(ohne Berücksichtigung von später beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen)

☐ ja ☒ nein

„Fortpflanzungsstätten“ der hier betrachteten Zugvögel werden durch die Vorhabenwirkungen unter keinen Umständen betroffen. Da die Ostsee von vielen Zugvögeln besonders der Artengruppe Singvögel, aber auch von Greifen und Eulen im Non-Stopp-Flug überflogen wird,

Zugvögel - Tagzieher
werden auch „Ruhestätten“ nicht durch die Vorhabenwirkungen in der Intensität betroffen, dass der „Verbotstatbestand“ erfüllt wäre. Geht der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten auf eine störungsbedingte Entwertung zurück? ☐ ja ☒ nein Bleiben die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten? ☒ ja ☐ nein Sind Vermeidungsmaßnahmen erforderlich? ☐ ja ☒ nein Sind funktionserhaltende Maßnahmen (CEF) erforderlich? ☐ ja ☒ nein
Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten” tritt (ggf. trotz Maßnahmen) ein ☐ ja ☒ nein
Erteilung einer Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG erforderlich? ☒ nein ➔ Prüfung endet hiermit ☐ ja ➔ Darlegung naturschutzfachlicher Gründe

6 Maßnahmen der Vermeidung und Minderung

6.1 Meeressäuger

Gemäß Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) werden Bestimmungen zum Schutz von Meeressäugern festgelegt.

Um eine potenzielle Beeinträchtigung von Schweinswalen, welche zu einer Erfüllung eines Verbotstatbestandes gemäß § 44 Abs. 1 oder 2 BNatSchG führen würde, zu vermeiden sind gem. BMU-Schallschutzkonzept (BMU 2013) Lärmschutzwerte im Bezug zum Schalleintrag einzuhalten (Grenzwert für Schallereignispegel: 160 dB; Grenzwert für Spitzenpegel: 190 dB; jeweils in 750 m Entfernung zur Emissionsstelle). Diese Maßnahmen sind im „Artensteckbrief“ beschrieben.

Nachfolgend werden relevante Auszüge der Bestimmungen zum Schutz der Meeressäuger aus dem Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) aufgeführt. Detaillierte Informationen sind der Änderungsgenehmigung zu entnehmen.

Bei der Gründung und Installation der Anlagen ist diejenige Arbeitsmethode nach dem Stand der Technik zu verwenden, die nach den vorgefundenen Umständen so geräuscharm wie möglich ist. Dabei ist durch ein geeignetes Schallschutzkonzept sicherzustellen, dass die Schallemission (Ereignis-Sohalldruckpegel LE/SEL) in einer Entfernung von 750 m den Wert von 160 Dezibel (dB re 1 µPa2 s) und der Spitzenschalldruckpegel (peak to peak) den Wert von 190 Dezibel (dB re 1 µPa) nicht überschreitet. Sprengungen sind nicht zulässig. Für die Bereiche, in denen höhere Schalldrücke auftreten, ist durch geeignete Maßnahmen sicherzustellen, dass sich zum Zeitpunkt der Schallereignisse hier keine Schweinswale aufhalten (Vergrämung). Dies ist durch ein Monitoring der Schallemissionen und Schweinswale nachzuweisen. **(Bestimmung 3.8.1.1 der Genehmigung)**

Das Schallschutzkonzept einschließlich der gewählten Arbeitsmethoden und der die Auswahl begründenden Erwägungen sowie der vorgesehenen emissionsminimierenden und/oder Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen sind der Fachbehörde für Naturschutz über die Genehmigungsbehörde spätestens sechs Monate vor Baubeginn zur Überprüfung schriftlich darzulegen.
Die Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Beeinträchtigungen beinhalten unter anderem:

- Suche nach Meeressäugern vor Beginn der Rammarbeiten durch visuelles Monitoring (tagsüber) und passives akustisches Monitoring,
- bei Registrierung von Schweinswalen im Einflussbereich der Rammarbeiten ist eine Vergrämung der Tiere aus diesem Bereich durch geeignete Maßnahmen (z. B. Pinger) sicherzustellen, um erhebliche Beeinträchtigungen auszuschließen,
- langsamere Steigerung der Rammleistung („Soft-start-procedure“)

- Einsatz schallmindernder Maßnahmen während der Rammarbeiten (je nach Stand der Technik zum Errichtungszeitpunkt). **(Bestimmung 3.8.1.2 der Genehmigung).**

Der jeweilige geplante Termin – Datum, Uhrzeit – für die Baudurchführung der Gründungsarbeiten ist der Fachbehörde für Naturschutz über die Genehmigungsbehörde mindestens einen Monat im Voraus zu melden.
Vor der Durchführung nicht zu vermeidender schallintensiver Arbeiten ist das mit der Genehmigungsbehörde abgestimmte Schallschutzkonzept einschließlich der Minimierungs- und/oder Vergrämungsmethoden zum Schutz geräuschempfindlicher Meeressäuger einzusetzen. Während der Durchführung der schallintensiven Arbeiten sind Messungen des Unterwasserschalls in einer Entfernung von 750 m vorzunehmen, in geeigneter Weise zu dokumentieren und aufzubewahren. Schallvermeidende und -minimierende Maßnahmen sind während der Arbeiten auf ihre Effizienz hin zu überprüfen. Das Messkonzept zur Prüfung der Effizienz der Maßnahmen ist im Schallschutzkonzept zu integrieren. Die Durchführung der Maßnahmen und die Messungen sind zu dokumentieren und der Fachbehörde für Naturschutz über die Genehmigungsbehörde unverzüglich, innerhalb eines Tages zu berichten.
Die Prognose der Unterwasserschallausbreitung, die Wirksamkeitskontrolle der Schalldämmmaßnahmen und die Unterwasserkontrollmessungen erfolgen nach der Maßgabe der Standards des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) in der jeweils aktuellen Fassung. **(Bestimmung 3.8.1.3 der Genehmigung)**

Die Rammarbeiten pro Pile bei Monopilefundamenten sollten in der Regel innerhalb von 180 Minuten (bei Jacketfundamenten in 140 Minuten pro Pile) abgeschlossen sein. Dies schließt die Vergrämung mittels Pinger und Seal Scarer oder vergleichbarer Vergrämungssysteme, die Soft-Start Prozedur einschließlich der Ermittlung der Vertikalität und die Rammung bis zur Endtiefe ein. (**Bestimmung 3.8.1.4 der Genehmigung**).

6.2 Zugvögel

Gemäß Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) werden Bestimmungen zur Untersuchung des standortspezifischen Kollisionsrisikos von Vögeln i.R. eines Risikomanagements festgelegt. Es ist ein Monitoring basierend auf Radar- und Kamerasystemen vorgesehen.

Unabhängig davon sind die OWEA zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme mit einer dem aktuellen Stand der Technik entsprechenden, bedarfsgerechten Nachtkennzeichnung zu versehen. Diese bewirkt, dass die Flughindernisfeuer ausschließlich bei Annäherung von Flugzeugen oder anderen Luftfahrzeugen eingeschaltet werden und entsprechend die meiste Zeit außer Betrieb bleiben. Durch die bedarfsgerechte Luftfahrthinderniskennzeichnung

wird die nächtliche Befeuerung auf das absolut notwendige sicherheitsrelevante Mindestmaß reduziert (Bestimmung 3.5.2 der Genehmigung). Durch eine derartige Maßnahme werden unnötige Lichtemissionen vermieden. Es ist davon auszugehen, dass eine solche angepasste Befeuerung während des Betriebs zur Reduzierung von eventuell auftretenden Anlockeffekten durch Licht führt (BSH 2020a). Durch den weitestgehenden Wegfall eines potenziellen Anlockeffekts durch die Flugsicherheitsbefeuerung wird auch die Kollisionsgefahr für ziehende Vögel reduziert.

Nachfolgend werden relevante Auszüge der Bestimmungen zum Vogelzug aus dem Änderungsgenehmigungsbescheid (StALU VP 2024) aufgeführt. Detaillierte Informationen sind der Änderungsgenehmigung zu entnehmen.

> […]
>
> „Sofern entgegen der Prognose […], für Tag- und/oder Nachtzieher eine signifikante Erhöhung des Kollisionsrisiko ermittelt wird, sind nach Maßgabe von Bestimmung I.3.8.4.5 die Abschaltschwellenwerte im jeweiligen Monitoringbericht (Zwischen- und Jahresbericht) zu ermitteln, festzulegen und mit Beginn der nächsten Zugperiode entsprechend der Bestimmungen I.3.8.4.5 und I.3.8.4.6 anzuwenden. (**Bestimmung 3.8.4.4 der Genehmigung)**
>
> […]

6.3 Fledermäuse

Mit Änderungsgenehmigungsbescheid vom 05.03.2024 (StALU VP 2024) werden Bestimmungen zur Untersuchung des standortspezifischen Kollisionsrisikos von Fledermäusen i.R. eines Risikomanagements festgelegt. Es ist ein akustisches Höhenmonitoring vorgesehen (vgl. BioConsult SH 2025b).

Nachfolgend werden relevante Auszüge der Bestimmungen zum Fledermauszug aus dem Änderungsgenehmigungsbescheid (StALU VP 2024) aufgeführt. Detaillierte Informationen sind der Änderungsgenehmigung zu entnehmen.

> […]
>
> Für den Fall, dass im Ergebnis des Höhenmonitorings die Notwendigkeit fledermausfreundlicher Betriebszeiten besteht, hat die Genehmigungsinhaberin durch regelmäßige Kontrollen Sorge zu tragen und nachzuweisen, dass die nach den Bestimmungen I.3.8.3.3 und I.3.8.5.4 berechneten Betriebszeiten eingehalten werden. Die Kontrollpflicht ist ebenso wie der Betrieb der Anlagen in einem zusammenfassenden jährlichen Bericht durch die Genehmigungsinhaberin der Genehmigungsbehörde zu dokumentieren. Der Bericht ist der Fachbehörde für Naturschutz über die Genehmigungsbehörde jährlich bis zum 31.03. des Folgejahres vorzulegen. **(Bestimmung 3.8.5.5 der Genehmigung)**

[…]

Erforderlich bleibt vorbehalten (insbesondere im Ergebnis der behördlichen Evaluation), im Rahmen des Risikomanagements die Abschaltzeiten durch gesonderten Bescheid der zuständigen Behörde entsprechend anzupassen, um die Sicherstellung der Anforderungen des § 44 Absatz 1 BNatSchG zu erreichen. **(Bestimmung 3.8.5.7 der Genehmigung)**

[…]

6.4 Ökologische Baubegleitung (ÖBB)

Die Genehmigungsinhaberin beauftragt eine ökologische Baubegleitung, welche die Umsetzung naturschutzrechtlicher Bestimmungen dokumentiert. Beeinträchtigungen der Meeresumwelt sind auf das unabdingbare Maß zu reduzieren. Vogellebensräume sind bei der Wahl der Anfahrtswege zu berücksichtigen sowie Sedimentverfrachtungen und Trübstofffahnen zu minimieren.

Die Ansprechpartner für die ökologische Baubegleitung sind der Fachbehörde für Naturschutz über die Genehmigungsbehörde rechtzeitig, spätestens einen Monat vor Baubeginn, schriftlich zu benennen. Der Fachbehörde für Naturschutz sind über die Genehmigungsbehörde in regelmäßigen Abständen drei Zwischenberichte und ein Abschlussbericht, spätestens drei Monate nach Bauende, zum Start der Umsetzung und zur Kontrolle vorzulegen (Bestimmung 3.8.3 der Änderungsgenehmigung vom 05.03.2024).

7 Fazit

Im Rahmen der hier durchgeführten speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP) nach § 44 BNatSchG wurden Arten berücksichtigt, die im Wirkungsraum (Untersuchungsraum) des Offshore-Windparks „Gennaker“ nachgewiesen wurden oder potenziell vorkommen können.

Folgende Arten wurden in die spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (Konfliktanalyse) einbezogen:

- Meeressäuger (Schweinswal)
- Fledermäuse (Rauhautfledermaus, Mückenfledermaus, Zwergfledermaus, Großer Abendsegler, Wasserfledermaus, Braunes Langohr, Zweifarbfledermaus, Kleinabendsegler, Breitflügelfledermaus, Große Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Teichfledermaus, Fransenfledermaus und Nordfledermaus)
- Fische und Rundmäuler (Atlantischer Stör)
- Brutvögel

- Rastvögel (Seetaucher: Pracht- und Sterntaucher, Haubentaucher, Ohrentaucher, Rothalstaucher, Eiderente, Trauerente, Samtente, Eisente, Larus-Möwen (Silbermöwe, Heringsmöwe, Mantelmöwe, Steppenmöwe, Lachmöwe, Sturmmöwe), Zwergmöwe, Alkenvögel (Trottellumme, Tordalk, Gryllteiste), Kormoran, Mittelsäger
- Zugvögel (Kranich, Landvögel - Tagzieher, Landvögel - Nachtzieher)

Zusammenfassend kam die für die genannten Arten durchgeführte Konfliktanalyse zu folgenden Ergebnissen:

Meeressäuger (Schweinswal)

Für den Schweinswal werden im vorliegenden AFB Vermeidungsmaßnahmen zum Schutz von Individuen vorgeschlagen, die v. a. auf eine Reduzierung des Unterwasserlärms abzielen. Die Artenschutzrechtliche Prüfung ergab, dass durch das Vorhaben ein Verbotstatbestand gemäß § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG (betrifft das Töten von Individuen) nicht eintreten wird.

Bei Umsetzung der erforderlichen Schallschutzmaßnahmen können demnach zwar Störungen durch Vergrämungswirkungen (u.a. Vergrämung vor den Rammarbeiten, siehe Abschnitt zum Verletzungs- und Tötungsverbot) auftreten, diese stellen jedoch keine „erheblichen Störungen“ dar. Nur bei Nichtumsetzung der geplanten Schallschutzmaßnahmen (zur Minderung der Impulsschallwirkungen beim Rammen) können „erhebliche Störungen“ während der „Aufzucht- und Wanderungszeiten“ des Schweinswals nicht sicher ausgeschlossen werden. Da jedoch diese Maßnahmen zur Minderung des Unterwasserschalls umgesetzt werden müssen, kann davon ausgegangen werden, dass „erhebliche Störungen“ (Verbotstatbestand gemäß § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG) des Schweinswals zu Aufzucht- und Wanderzeiten, welche zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population führen können, nicht zu erwarten sind.

Auch in der Summation der Projekte können erhebliche Beeinträchtigungen auf die Schutzgebiete ausgeschlossen werden (IFAÖ 2024a, 2024b, 2025c, 2025a, 2025b).

Ein Konzentrationsgebiet, wie zum Beispiel das „Sylter Außenriff“ gibt es in der deutschen Ostsee nicht. Exakt räumlich abgrenzbare Fortpflanzungsstätten des Schweinswals sind demnach in der deutschen Ostsee nicht bekannt. Ruhestätten des Schweinswals im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhepausen gezielt aufgesucht werden, sind nicht bekannt, da sich auch Mutter-Kind-Paare frei im Meer bewegen.

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhe-stätten” tritt aufgrund der oben aufgeführten Argumente nicht ein.

Fledermäuse

Für die wandernden und nahrungssuchenden potenziell im Untersuchungsraum vorkommenden Fledermausarten wird ein signifikant erhöhtes Tötungs- oder Verletzungsrisiko durch vorhabenbedingte Wirkungen ausgeschlossen.

Im marin-aquatischen Untersuchungsraum sind keine Sommer- und/oder Winterquartiere vorhanden, da sich diese an Land befinden. Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- und Überwinterungszeit sowie die Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind folglich sicher auszuschließen. Eventuelle Störungen während der Wanderzeit ziehender Tiere auf offener See wirken sich nicht auf der Populationsebene der Arten aus, da höchstens Einzeltiere betroffen wären.

Die Untersuchungen bestätigen, dass im küstennahen Ostseeraum neben einer geringen Aktivität gelegentliche Nahrungsflüge stationär lebender Fledermäuse stattfinden. Aufgrund der erfassten Daten kann die Bedeutung des Vorhabengebiets als Durchzugsgebiet oder Jagdhabitat für Fledermäuse als gering eingeschätzt werden. Aus den Ergebnissen der durchgeführten Untersuchungen ist aufgrund der geringen Aktivität kein erhöhtes Kollisionsrisiko für Fledermäuse abzuleiten.

Fische und Rundmäuler (Atlantischer Stör)

Für die Gruppe der Fische (Atlantischer Stör) sind keine Maßnahmen notwendig. Jedoch kommen die Maßnahmenvorschläge bei den Meeressäugern zur Minderung der Unterwasserschallwirkungen auch der geprüften seltenen bis extrem seltenen Fischart zugute. Für Fische wurden keine Tatbestände nach § 44 BNatSchG ermittelt.

Brutvögel

Eine Kollisionsgefahr mit den eingesetzten, langsam fahrenden Schiffstypen wird ausgeschlossen. Das Vorkommen von futtersuchenden Altvögeln der Küstenbrutvögel (z. B. Möwen, Seeschwalben) ist im Bereich des Vorhabens möglich. Da Vögel eine hohe Mobilität aufweisen, besteht aber ohne Weiteres die Möglichkeit während der Bauphase auf angrenzende Nahrungsgebiete auszuweichen. Im Bereich des Vorhabens sind keine Bruten von Vögeln möglich, da diese an Land stattfinden. Eine weiterführende Konfliktanalyse entfällt, da sich von vornherein keine artenschutzrechtlichen Betroffenheiten für Brutvögeln ergeben.

Rast- und Zugvögel

Für keine der europäischen Vogelarten werden „Verbotstatbestände“ des § 44 BNatSchG erfüllt. Für alle vorkommenden Arten kann eine dauerhafte Gefährdung der lokalen Populationen ausgeschlossen werden, sodass sich der Erhaltungszustand der Populationen in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet nicht verschlechtert.

Für keine der geprüften „streng geschützten Arten“ und Arten des Anhangs IV der FFH-RL bzw. für keine europäische Vogelart sind unter Einbeziehung der Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung „Verbotstatbestände“ des § 44 BNatSchG erfüllt. In diesem AFB wurden die Arten, für die während der Erhebungen im Vorhabengebiet und dessen Umgebung nachgewiesen wurden und auch die anderen in M-V bekannten Arten betrachtet. Diese Prüfung zeigt, dass durch das Vorhaben insgesamt keine artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände nach § 44 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) eintreten werden.

Die Tötungsverbote des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG (betrifft das Töten von Individuen) werden vom Vorhaben unter Einbeziehung von Vermeidungsmaßnahmen nicht erfüllt. Die Störungsverbote des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG (betrifft Störungen von Individuen) werden vom Vorhaben nicht erfüllt.

Die Zugriffsverbote des § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG (betrifft die Beschädigung oder Zerstörung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten) werden vom Vorhaben nicht erfüllt.

Insgesamt ist daher keine Ausnahme nach § 45 (7) BNatSchG für die geprüften Arten notwendig.

8 Abkürzungsverzeichnis

Abs.	Absatz
AFB	Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag
BArtSchV	Bundesartenschutzverordnung
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BLMP	Bund-Länder-Messprogramms Meeresumwelt
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CEF	Maßnahmen zur dauerhaften Sicherung der ökologischen Funktion (continuous ecological functionality)
d. h.	das heißt
dt.	deutsch
EG	Europäische Gemeinschaft
EPSG	European Petroleum Survey Group Geodesy, System weltweit eindeutiger, 4- bis 5-stelliger Schlüsselnummern (SRIDs) für Koordinatenreferenzsysteme und andere geodätische Datensätze
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
FFH-VU	Flora-Fauna-Habitat-Verträglichkeitsvoruntersuchung
GmbH	Gesellschaft mit beschränkter Haftung
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IfAÖ	Institut für Angewandte Ökosystemforschung
Kap.	Kapitel
km	Kilometer
km²	Quadratkilometer
LBV S-H	Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein
LEP	Landesraumentwicklungsplan
LUNG M-V	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
m	Meter
max.	maximal
MSL	Mittlere Wasserstandslinie
M-V	Mecklenburg-Vorpommern
MW	Megawatt
NatSchAG M-V	Naturschutzausführungsgesetz Mecklenburg-Vorpommern
Nr.	Nummer
OWEA	Offshore Windenergieanlage
OWP	Offshore Windpark
RL	Richtlinie, Rote Liste
TdV	Träger/Trägerin des Vorhabens
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
vgl.	vergleich
VSL/VSchRL	Vogelschutzrichtlinie
wiss.	wissenschaftlich

WPT	Windparktrawl
z. B.	zum Beispiel

9 Literatur- und Quellenverzeichnis

9.1 Literatur

ADELUNG, D., G. HEIDEMANN, K. FRESE, J. DUINKER, E. HAASE & G. SCHULZ (1997):
Untersuchung an Kleinwalen als Grundlage eines Monitorings. Schlußbericht BMBF-Projekt 03F0139A. Schlussbericht Untersuchungen über Bestand, Gesundheitszustand und Wanderungen der Kleinwalpopulationen (Cetacea) in deutschen Gewässern. Zwischenbericht zum FE-Vorhaben des Bundesministeriums für Umwelt und Reaktorsicherheit.

AHLÉN, I. (1997):
Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. International Journal of Mammalian Biology 62:375-380.

AHLÉN, I. (2003):
Wind turbines and bats - a pilot study. Final Report prepared for the Swedish National Energy Administration, 5 Seiten.

AHLÉN, I., H. J. BAAGØE & L. BACH (2009):
Behaviour of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy **90** (6):1318-1323.

AHLÉN, I., L. BACH, H. J. BAAGØE & J. PETTERSSON (2007a):
Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. 5571, Swedish Environmental Protection Agency, Vindval, 35 Seiten.

AHLÉN, I., L. BACH, H. J. BAAGØE & J. PETTERSSON (2007b):
Gefahren für Fledermäuse an Offshore Windenergieanlagen. Schlussbericht für 2006 an die Energiebehörde, Übersetzung eines Textes aus dem Internet. Nyctalus **12** (2-3).

ALERSTAM, T. (1975):
Crane Grus grus migration over sea and land. Ibis **117**:489-495.

ALERSTAM, T. (1976):
Nocturnal migration of thrushes (Turdus spp.) in southern Sweden. Oikos **27**:457-475.

ALERSTAM, T. (1978):
Analysis and a theory of visible bird migration. Oikos:273-349.

ALERSTAM, T. (1990):
Bird migration. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne, 427 Seiten.

ARNDT, G.-M., J. GESSNER & E. ANDERS (2010):
Aktueller Stand und Perspektive für die Wiedereinbürgerung der Störe in Deutschland und Mecklenburg-Vorpommern. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern **3** (10):27-37.

ARNDT, G.-M., J. GESSNER & R. BARTEL (2006):
Characteristics and availability of spawning habitat for Baltic sturgeon in the Odra River and its tributaries. Journal of Applied Ichthyology **22** (Supplement 1):172-181.

ASCHWANDEN, J., H. STARK, D. PETER, T. STEURI, B. SCHMID & F. LIECHTI (2018):
Bird collisions at wind turbines in a mountainous area related to bird movement intensities measured by radar. Biological Conservation **220**:228-236.

AUMÜLLER, R., K. BOOS, S. FREIENSTEIN, K. HILL & R. HILL (2011):
Beschreibung eines Vogelschlagereignisses und seiner Ursachen an einer Forschungs-plattform in der Deutschen Bucht. Vogelwarte **49**:9-16.

BAAGØE, H. J. (2001a):
Eptesicus serotinus (Schreber, 1774) - Breitflügelfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Fledertiere, Teil 1: Chiroptera I, 4, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 519-559.

BAAGØE, H. J. (2001b):
Myotis dasycneme (Boie, 1825) - Teichfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Fledertiere, Teil 1: Chiroptera I, 4, Aula-Verlag, Wiebelsheim.

BAAGØE, H. J. (2001c):
Vespertilio murinus (Linnaeus, 1758) - Zweifarbfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Fledertiere, Teil 1: Chiroptera I, 4, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 473-514.

BAERWALD, E. F., G.-H. D'AMOURS, B. J. KLUG & R. M. R. BARCLAY (2008):
Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Current Biology **18** (16):695-696.

BAIN, M., N. HALEY, D. PETERSON, J. R. WALDMAN & K. AREND (2000):
Harvest and habitats of Atlantic sturgeon (Acipenser oxyrinchus Mitchill, 1815) in the Hudson River estuary: Lessons for sturgeon conservation. Boletín. Instituto Español de Oceanografía **16** (1-4):43-53.

BALAZIK, M., S. ALTMAN, K. REINE & A. KATZENMEYER (2021):
Atlantic Sturgeon Movements in Relation to a Cutterhead Dredge in the James River, Virginia. ERDC/TN DOER-R31. 14pp.

BARBER, M. R. (2017):
Effects of Hydraulic Dredging and Vessel Operation on Atlantic Sturgeon Behavior in a Large Coastal River. Virginia Commonwealth University, Richmond, Virginia (USA).

BARLOW, K. E. (1997):
The diets of two phonic types of the bat Pipistrellus pipistrellus in Britain. Journal of Zoology **243**:597-609.

BAUER, G. B., M. FULLER, A. L. PERRY, J. R. DUNN & J. ZOEGER (1985):
Magnetoreception and biomineralization of magnetite in cetaceans. *In:* J. L. Kirschvink, D. S. Jones and B. J. MacFadden, Magnetite biomineralization and magnetoreception in organisms: A new biomagnetism, New York: Plenum Press, 489-507.

BECK, A. (1991):
Nahrungsuntersuchungen bei der Fransenfledermaus, Myotis nattereri (Kuhl, 1818). Myotis **29**:67-70.

BECK, A. (1995):
Fecal analyses of European bat species. Myotis **32/33**:109-119.

BELLEBAUM, J., A. DIEDERICHS, J. KUBE, A. SCHULZ & G. NEHLS (2006):
Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **Band 45** (Sonderheft 1):86-90.

BELLEBAUM, J., C. GRIEGER, R. KLEIN, U. KÖPPEN, J. KUBE, R. NEUMANN, A. SCHULZ, H. SORDYL & H. WENDELN (2008):
Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlussbericht. Forschungsvorhaben des BMU (FKZ 0329948). Neu Broderstorf.

BELLEBAUM, J., C. GRIEGER, R. KLEIN, U. KÖPPEN, J. KUBE, R. NEUMANN, A. SCHULZ, H. SORDYL & H. WENDELN (2010):
Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlussbericht. Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 0329948). Neu Broderstorf, 363.

BELLEBAUM, J., J. KUBE, A. SCHULZ, H. SKOV & H. WENDELN (2014):
Decline of Long-tailed Duck Clangula hyemalis numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. Ornis Fennica **91**:129-137.

BELLMANN, M. A., J. BRINKMANN, A. MAY, T. WENDT, S. GERLACH & P. REMMERS (2020):
Unterwasserschall während des Impulsrammverfahrens: Einflussfaktoren auf Rammschall und technische Möglichkeiten zur Einhaltung von Lärmschutzwerten. Gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), FKZ UM16 881500. Beauftragt und geleitet durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Auftrags-Nr. 10036866. Editiert durch die itap GmbH., Itap GmbH, Oldenburg, 130 Seiten.

BENKE, H., S. BRÄGER, M. DÄHNE, A. GALLUS, S. HANSEN, C. G. HONNEF, M. JABBUSCH, J. C. KOBLITZ, K. KRÜGEL, A. LIEBSCHNER, I. NARBERHAUS & U. K. VERFUß (2014):
Baltic Sea harbour porpoise populations: status and conservation needs derived from recent survey results. Marine Ecology Progress Series **495**:275-290.

BENKE, H., U. SIEBERT, R. LICK, B. BANDOMIR & R. WEISS (1998):
The current status of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in German waters. Archive of Fishery and Marine Research **46** (2):97-123.

BERG, J., A. JOHANN, D. KAROSKE, A. PETZOLD & H. SCHÜTT (2018):
Wochenstubenverdacht der Nordfledermaus (Eptesicus nilssonii) in Vorpommern. Nyctalus **19** (H. 1):95-97.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010a):
Breitflügelfledermaus (*Eptesicus serotinus*, Schreiber 1774). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010b):
Fransenfledermaus (Myotis nattereri (Kuhl, 1817)). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010c):
Große Bartfledermaus (*Myotis brandtii* (Eversmann 1845)). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010d):
Kleiner Abendsegler (*Nyctalus leisleri*, Kuhl 1817). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010e):
Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825)). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010f):
Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii* (Kuhl, 1817)). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERG, J. & V. WACHLIN (2010g):
Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus* (Linnaeus, 1758)). Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. LUNG M-V.

BERGMAN, G. & K. O. DONNER (1964):
An analysis of the spring migration of the common scoter and the long-tailed duck in southern Finland. Acta zoologica fennica **105**:1-59.

BERGSTRÖM, L., F. SUNDQVIST & U. BERGSTRÖM (2013):
Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. Marine Ecology Progress Series **485**:199-210.

BERNDT, R. K. & G. BUSCHE (1993):
Entenvögel II. 4: Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, 227 Seiten.

BERNDT, R. K. & D. DRENCKHAHN (1990):
Seetaucher bis Flamingos. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 1, Karl Wachholtz Verlag, Neumünster.

BERNOTAT, D. & V. DIERSCHKE (2021):
Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen. 4. Fassung. 21.08.2021.

BERTHOLD, P. (2000a):
Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchhandlung, Darmstadt, 280 Seiten.

BERTHOLD, P. (2000b):
Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. 4., überarbeitete u. erweiterte Aufl. . Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, 280 Seiten.

BERTHOLD, P. (2012):
Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. 7. Auflage. Primus Verlag, Darmstadt, 280 Seiten.

BEVELHIMER, M. S., G. F. CADA & C. SCHERELIS (2015):
Effects of electromagnetic fields on behavior of Largemouth Bass and Pallid Sturgeon in an experimental pond setting. Prepared by OAK Ridge National Laboratory and UT Battelle (LLC) for the US Department of Energy, ORNL/TM-2015/580, 23 Seiten.

BFN (2006):
Naturschutzfachlicher Planungsbeitrag des Bundesamtes für Naturschutz zur Aufstellung von Zielen und Grundsätzen der Raumordnung für die deutsche Auschließliche Wirtschaftszone der Nord- und Ostsee. Februar 2006. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 38 Seiten.

BFN (2012):
Bedrohte Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee. Empfindlichkeiten gegenüber anthropogenen Nutzungen und den Effekten des Klimawandels. 116, Naturschutz und Biologische Vielfalt, 674 Seiten.

BFN (2019a):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Arten der Vogelschutz-Richtlinie - Brutvögel Bl bis E. Bundesamt für Naturschutz.
https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_Vogelschutz_Bericht_2019/Berichtsdaten/Verbreitungskarten/blbise_karten.pdf

BFN (2019b):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Arten der Vogelschutz-Richtlinie - Brutvögel He bis Ko. Bundesamt für Naturschutz, 22.01.2020.
https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_Vogelschutz_Bericht_2019/Berichtsdaten/Verbreitungskarten/hebisko_karten.pdf

BfN (2019c):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Pflanzen- und Tierarten der FFH-Richtlinie - Fische (ohne Wanderfische). Bundesamt für Naturschutz, 04.11.2019. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_FFH_Bericht_2019/Verbreitungskarten/fish_kombination_kl.pdf

BfN (2019d):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Pflanzen- und Tierarten der FFH-Richtlinie - Fledermäuse A bis N. Bundesamt für Naturschutz, 04.11.2019. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_FFH_Bericht_2019/Verbreitungskarten/mam_fled_a-n_kombination.pdf

BfN (2019e):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Pflanzen- und Tierarten der FFH-Richtlinie - Fledermäuse P bis V. Bundesamt für Naturschutz, 04.11.2019. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_FFH_Bericht_2019/Verbreitungskarten/mam_fled_p-v_kombination.pdf

BfN (2019f):
Kombinierte Vorkommen- und Verbreitungskarte der Pflanzen- und Tierarten der FFH-Richtlinie - Säugetiere (ohne Fledermäuse). Bundesamt für Naturschutz, 04.11.2019. https://www.bfn.de/sites/default/files/BfN/natura2000/Dokumente/Nationaler_FFH_Bericht_2019/Verbreitungskarten/mam_kombination.pdf

BfN (2019g):
Nationaler Bericht 2019 gemäß FFH-Richtlinie. Bundesamt für Naturschutz. https://www.bfn.de/themen/natura-2000/berichte-monitoring/nationaler-ffh-bericht.html

BioCONSULT SH (2025a):
Genehmigungsantrag nach Bundesimmissionsschutzgesetz für den Bau und Betrieb des Vorhabens Offshore-Windpark „Gennaker“. Monitoring des Vogelzugs in der Betriebsphase. Im Auftrag der OWP Gennaker GmbH., BioConsult SH, Husum, 26 Seiten.

BioConsult SH (2025b):
Genehmigungsantrag nach Bundesimmissionsschutzgesetz für den Bau und Betrieb des Vorhabens Offshore-Windpark „Gennaker“. Monitoring von Fledermäusen in der Betriebsphase., BioConsult SH, Husum, 22 Seiten.

BioConsult SH & ARSU (2010):
Zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogelzug auf der Insel Fehmarn. Gutachterliche Stellungnahme auf Basis der Literatur und eigener Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2009 . Gutachten im Auftrag der Fehmarn Netz GmbH & Co OHG. BioConsult SH GmbH & Co.KG, ARSU GmbH, Husum, Oldenburg, 200 Seiten.

BioConsult SH, IBL Umweltplanung & IfAÖ (2016):
Effects of offshore pile driving on harbour abundance in the German Bight - Assessment of Noise Effects. Abschlussbericht für das Offshore Forum Windenergie. BioConsult SH & Co. KG, IBL Umweltplanung, IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Husum.

BioConsult SH, IBL Umweltplanung & IfAÖ (2019):
Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German BIght 2014-2016 (Gescha 2) - Assessment of Noise Effects. Husum, Oldenburg, Hamburg.

BioCONSULT SH & IfAÖ (2010):
Auswirkungen des Baus des Offshore-Testfelds „alpha ventus “auf marine Säugetiere. BioConsult SH, Institut für Angewandte Ökologie.

BIOM (2020a):
Wasservogelzählung in der Zugund Überwinterungssaison 2017/2018. Abschlussbericht. Erstellt im Auftrag von: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien, Jarmshagen, 81 Seiten.

BIOM (2020b):
Wasservogelzählungen in der Zug- und Überwinterungssaison 2018/19. Abschlussbericht. Erstellt im Auftrag von: Landesamt für Umwelt,Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien, Jarmshagen, 92 Seiten.

BIOM (2021):
Wasservogelzählung in der Zug- und Überwinterungssaison 2019/2020. Abschlussbericht. Erstellt im Auftrag von: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien, Jarmshagen, 95 Seiten.

BIOM (2022):
Wasservogelzählungen in der Zug- und Überwinterungssaison 2020/21. Abschlussbericht. Erstellt im Auftrag von: Landesamt für Umwelt,Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien, Jarmshagen, 97 Seiten.

BIOM (2024):
Wasservogelzählung in der Zugund Überwinterungssaison 2021/2022. Abschlussbericht. Erstellt im Auftrag von: Landesamt für Umwelt,Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien. 99 Seiten.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004):
Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. Compiled by Ian Burfield and Frans van Bommel. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge, 374 pp. Seiten.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2017):
European birds of conservation concern. Populations, trends and national responsibilities, (Autor: A. Staneva & I. Burfield). BirdLife International, Cambridge (UK), 168 Seiten.

BLEW, J., A. DIEDERICHS, T. GRÜNKORN, M. HOFFMANN & G. NEHLS (2006):
Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Status report. Universität Hamburg, BioConsult, Hamburg, Husum, 164 Seiten.

BLEW, J., K. GÜNTHER, K. LAURSEN, M. V. ROOMEN, P. SÜDBECK, K. ESKILDSEN & P. POTEL (2007):
Trends of Waterbird Populations in the International Wadden Sea 1987-2004: An Update. Wadden Sea Ecosystem **23**:9-31.

BLEW, J., M. HOFFMANN, G. NEHLS & V. HENNIG (2008):
Investigations of the bird collision risk and the responses of harbour porpoises in the offshore wind farms Horns Rev, North Sea, and Nysted, Baltic Sea, in Denmark. Part I: Birds. – Final Report 2008. Funded by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (FKZ 0329963 + FKZ 0329963A). 133 pp. Seiten.

BLOHM, T. & G. HEISE (2003):
Zweiter Fernfund einer im Sommer in der Uckermark beringten Großen Bartfledermaus (Myotis brandtii). Nyctalus (N.F.) **9**:85.

BLOHM, T. & G. HEISE (2005):
Erste Ergebnisse zu Phänologie, Biometrie, Artkennzeichen, Ökologie und Vorkommen der Mückenfledermaus, Pipistrellus pygmaeus, in der Uckermark. Nyctalus (N.F.) **9**:544-552.

BMU (2009):
Positionspapier des Geschäftsbereichs des Bundesumweltministeriums zur kumulativen Bewertung des Seetaucherhabitatverlusts durch Offshore-Windparks in der deutschen AWZ der Nord- und Ostsee als Grundlage für eine Übereinkunft des BfN mit dem BSH.

BMU (2013):
Konzept für den Schutz der Schweinswale vor Schallbelastungen bei der Errichtung von Offshore-Windparks in der deutschen Nordsee (Schallschutzkonzept).

BÖHME, D. (1993):
Zur Nahrungsökologie überwinternder Tauchenten in der Wohlenberger Wiek/Wismarbucht. Beiträge zur Vogelkunde **39**:257-284.

BÖRJESSON, P. & A. J. READ (2003):
Variation in timing of conception between populations of the harbor porpoise. Journal of Mammalogy **84** (3):948-955.

BORKENHAGEN, K., N. GUSE, N. MARKONES, H. SCHWEMMER & S. GARTHE (2019):
Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2018. m Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 52 Seiten.

BORKENHAGEN, K., J. KOTZERKA, M. LERMA, H. SCHWEMMER & N. MARKONES (2022):
Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2021. Technical Report. September 2022. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 29 Seiten.

BORKENHAGEN, K., N. MARKONES, H. SCHWEMMER & S. GARTHE (2020):
Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee 2019. Dezember 2020. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 52 Seiten.

BORKENHAGEN, K., N. MARKONES, H. SCHWEMMER & S. GARTHE (2021):
Monitoring von Seevögeln in der deutschen Nord- und Ostsee. 2020. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 22 Seiten.

BORKENHAGEN, P. (2001):
Die Säugetiere Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 62 Seiten.

BORKENHAGEN, P. (2011):
Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. 1st Auflage. Husum Druck, Husum, 664 Seiten.

BOTH, C., S. BOUWHIUS, C. M. LESSELS & M. E. VISSER (2006):
Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature **441** (7089):81-83.

BOTH, C., C. A. M. VAN TURNHOUT, R. G. BIJLSMA, H. SIEPEL, A. J. VAN STRIEN & R. P. B. FOPPEN (2009):
Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences **277**:1259-1266.

BOYE, P. (1993):
Ein Sommerquartier der Großen Bartfledermaus (Myotis brandti) in Schleswig-Holstein und Daten zur Biometrie der Art. Nyctalus **4**:474-478.

BOYE, P., C. DENSE & U. RAHMEL (2004):
Myotis dasycneme (Boie, 1825). *In:* B. Petersen, G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder and A. Ssymank, Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, Germany.

BOYE, P., M. DIETZ & M. WEBER (1999):
Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland. BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster, 110 Seiten.

BOYE, P. & C. MEYER-CORDS (2004):
Pipistrellus nathusii (Keyserling & Blasius, 1839). *In:* B. Petersen, G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder, A. Ssymank, G. Biewald, G. Ludwig, P. Pretscher and E. Schröder, Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Band 2, 69/2, Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, Germany.

BRABANT, R., Y. LAURENT, B. JONGE POERINK & S. DEGRAER (2019):
Activity and behaviour of nathusius´ pipistrelles Pipistrellus nathusii at low and high altitude in a North Sea offshore wind farm. Acta Chiropterologica **21** (2):341-348.

BRÄGER, S. (1995):
Vorkommen von Tordalk Alca torda, Trottellumme Uria aalge und Gryllteiste Cepphus grylle auf der Ostsee in Schleswig-Holstein. Vogelwelt **116**:305-310.

BRANDT, M. J., A. DIEDERICHS, K. BETKE & G. NEHLS (2011):
Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. Marine Ecology Progress Series **421**:205-216.

BRANDT, M. J., A.-C. DRAGON, A. DIEDERICHS, M. A. BELLMANN, V. WAHL, W. PIPER, J. NABE-NIELSEN & G. NEHLS (2018):
Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Marine Ecology Progress Series **596**:213-232.

BRANDT, M. J., A.-C. DRAGON, A. DIEDERICHS, A. SCHUBERT, V. KOSAREV, G. NEHLS, V. WAHL, A. MICHALIK, A. BRAASCH, C. HINZ, C. KETZER, D. TODESKINO, M. GAUGER, M. LACZNY & W. PIPER (2016):
Effects of offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2009-2013. Assessment of Noise Effects. Work package 2-5, Revision 3. Final report. Prepared for Offshore Forum Windenergie. IBL Umweltplanung GmbH, Institut für angewandte Ökosystemforschung GmbH, BioConsult SH GmbH & Co. KG, Oldenburg, Neu Broderstorf, Husum, 247 Seiten.

BRANDT, M. J., C. HÖSCHLE, A. DIEDERICHS, K. BETKE, R. MATUSCHEK, S. WITTE & G. NEHLS (2013):
Far-reaching effects of a seal scarer on harbour porpoises, Phocoena phocoena. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **23** (2):222-232.

BRAUN, M. & U. HÄUSSLER (1999):
Funde der Zwergfledermaus-Zwillingsart Pipistrellus pygmaeus (LEACH, 1825) in Nordbaden. Carolinea **57**:111-120.

BRAUNEIS, S. (2000):
Der Einfluß von Windkraftanlagen (WKA) auf die Avifauna, dargestellt insbesondere am Beispiel des Kranichs Grus grus. Ornithologische Mitteilungen **52**:410-415.

BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M. REICH (2011):
Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-WIndenergieanlagen. Band 4, Umwelt und Raum. Cuvillier-Verlag, Göttingen, 35 Seiten.

BRINKMANN, R., M. BIEDERMANN, F. BONTADINA, M. DIETZ, G. HINTEMANN, I. KARST, C. SCHMIDT & W. SCHORCHT (2012):
Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Sächsisches Ministerium für Wirtschaft und Arbeit, Dresden.

BRUDERER, B. & F. LIECHTI (1998):
Intensität, Höhe und Richtung von Tag- und Nachtzug im Herbst über Südwestdeutschland. Ornithologischer Beobachter **95**:113-128.

BSH (2007):
Standard - Untersuchung der Auswirkung von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK 3). Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock (Germany)Seiten.

BSH (2008):
Naturverhältnisse Ostsee. Teil B zu den Handbüchern für die Ostsee und das Kattegat. 20032, Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, 128 Seiten.

BSH (2009):
Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Stand: 31.10.2009. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 475 Seiten.

BSH (2013):
Standard - Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg /Rostock (Germany), 86 Seiten.

BSH (2014):
Umweltbericht zum Bundesfachplan Offshore für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone der Ostsee 2013. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, B. f. S. u. Hydrographie, Hamburg und Rostock, 225 Seiten.

BSH (2020a):
Flächenentwicklungsplan 2020 für die deutsche Nord- und Ostsee. 18. Dezember 2020. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 190 Seiten.

BSH (2020b):
Umweltbericht zum Flächenentwicklungsplan 2020 für die deutsche Ostsee. 18. Dezember 2020. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 329 Seiten.

BSH (2021):
Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Stand: 01.09.2021. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg, 389 Seiten.

BSH (2025):
Umweltbericht zum Flächenentwicklungsplan 2025 für die deutsche Ostsee. 30. Januar 2025. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydropgrahpie, Hamburg, 70 Seiten.

BURDORF, K., H. HECKENROTH & P. SÜDBECK (1997):
Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Vogelkundliche Berichte Niedersachsens **29**:113-125.

BUURMA, L. (2002):
Vragen bij de zichtbare trek over Nederland. LWVT & SOVON: Vogeltrek over Nederland, Haarlem, 19-30.

CALTRANS (2001):
Fisheries Impact Assessment. - San Francisco - Oakland Bay Bridge East Span Seismic Safety Project. PIPD EA 012081, Caltrans Contract 04A0148, Task Order 205.10.90, PIPD 04-ALA-80-0.0/0.5:. 57 Seiten.

CARLÉN, I., L. THOMAS, J. CARLSTRÖM, M. AMUNDIN, J. TEILMANN, N. TREGENZA, J. TOUGAARD, J. C. KOBLITZ, S. SVEEGAARD, D. WENNERBERG, O. LOISA, M. DÄHNE, K. BRUNDIERS, M. KOSECKA, L. A. KYHN, C. T. LJUNGOVIST, I. PAWLICZKA, R. KOZA, B. ARCISZEWSKI, A. GALATIUS, M. JABBUSCH, L. LAAKSONLAITA, J. NIEMI, S. LYYTINEN, A. GALLUS, H. BENKE, P. BLANKETT, K. SKÓRA & A. ACEVEDO-GUTIÉRREZ (2018):
Basin-scale description of the spatial and seasonal distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. Biological Conservation **226**:42-53.

CARWARDINE, M. (1996):
Wale und Delphine. Delius Klasing & Co, Bielefeld, 256 Seiten.

CHRISTENSEN, T. K., J. P. HOUNISEN, I. CLAUSAGER & I. K. PETERSEN (2004):
Visual and radar observations of birds in relation to collision risk at the Horns Rev offshore wind farm. NERI Annual status report 2003. Commissioned by Elsam Engineering A/S National Environmental Research Institute, 48.

CONGIU, L., J. GESSNER & A. LUDWIG (2023):
UCN Red List reassessment reveals further decline of sturgeons and paddlefishes. Oryx **1**:9-10.

COOK, A. S. C. P., A. JOHNSTON, L. J. WRIGHT & H. K. BURTON (2012):
A review of flight hights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Project SOSS-02. BTO Research Report 618. BTO Research Report. The Crown Estate Strategic Ornithological Support Services.

COOK, A. S. C. P., V. H. ROSS-SMITH, S. ROOS, N. H. K. BURTON, N. BEALE, C. COLEMAN, H. DANIEL, S. FITZPATRICK, E. RANKIN, K. NORMAN & G. MARTIN (2011):
Identifying a Range of Options to Prevent or Reduce Avian Collision with Offshore Wind Farms using a UK-Based Case Study. BTO Research Report No. 518. BTO Research Report, British Trust for Ornithology, B. T. f. Ornithology, Norfolk, 199 Seiten.

CRYAN, P. M., P. M. GORRESEN, C. D. HEIN, M. R. SCHIRMACHER, R. H. DIEHL, M. M. HUSO, D. T. S. HAYMAN, P. D. FRICKER, F. J. BONACCORSO, D. H. JOHNSON, K. HEIST & D. C. DATLON (2014):
Behaviour of bats at wind turbines. PNAS **1-6**.

DÄHNE, M., A. GILLES, K. LUCKE, V. PESCHKO, S. ADLER, K. KRÜGEL, J. SUNDERMEYER & U. SIEBERT (2013):
Effects of pile-driving on harbour porpoises (Phocoena phocoena) at the first offshore wind farm in Germany. Environmental Research Letters **8** (2).

DE BACKER, A., E. DEBUSSCHERE, J. RANSON & K. HOSTENS (2017):
Swim bladder barotrauma in Atlantic cod when in situ exposed to pile driving. *In:* S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes and L. Vigin, Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and

quantification, Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.

DE JONG, J. (1994):
Habitat use, home-range and activity pattern of the northern bat, Eptesicus nilssonii, in a hemoboreal coniferous forest. Mammalia **58**:535-548.

DELINGAT, J., F. BAIRLEIN & A. HEDENSTRÖM (2008):
Obligatory barrier crossing and adaptive fuel management in migratory birds: the case of the Atlantic crossing in Northern Wheatears (Oenanthe oenanthe). Behavioral Ecology and Sociobiology **62**:1069-1078.

DESHOLM, M. (2006):
Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis. University of Copenhagen, Copenhagen, DK.

DESHOLM, M., T. K. CHRISTENSEN, G. SCHEIFFARTH, M. HARIO, A. ANDERSSON, B. ENS, C. J. CAMPHUYSEN, L. NILSSON, C. M. WALTHO, S.-H. LORENTSEN, A. KURESOO, R. K. H. KATS, D. M. FLEET & A. D. FOX (2002):
Status of the Baltic/Wadden Sea population of the Common Eider Somateria m. mollissima. Wildfowl **53**:167-203.

DESHOLM, M., R. GILL, R. BØVITH & A. D. FOX (2014):
Combining spatial modelling and radar to identify and protect avian migratory hot-spots. Current Zoology **60** (5):680-691.

DIEDERICHS, A. (2013):
Aktualisierter Berechnungsansatz für Störungen von Schweinswalen bei Offshore-Rammarbeiten. Unveröffentlichter Bericht. Husum.

DIEDERICHS, A., H. PEHLKE, G. NEHLS, M. A. BELLMANN, P. GERKE, J. ODELAND, C. GRUNAU, S. WITTE & A. ROSE (2014):
Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeit. Projektkurztitel: HYDROSCHALL-OFFBW II. Schlussbericht zum Forschungsprojekt gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), FKZ 0325309A/B/C. BioConsult SH, itap, HTL, Husum, Oldenburg, Lübeck, 250 Seiten.

DIERSCHKE, J., V. DIERSCHKE, K. HÜPPOP, O. HÜPPOP & K. F. JACHMANN (2011):
Die Vogelwelt der Insel Helgoland. OAG Helgoland, Helgoland, 632 Seiten.

DIERSCHKE, J., V. DIERSCHKE, F. JACHMANN & F. STÜHMER (2000):
Ornithologischer Jahresbericht 1999 für Helgoland. Ornithol. Jber. Helgoland **10**:1-68.

DIERSCHKE, V. & J.-P. DANIELS (2003):
Zur Flughöhe fliegender See-, Küsten- und Greifvögel im Seegebiet um Helgoland. Corax **19 (Sonderheft 2)**:27-34.

DIERSCHKE, V., R. W. FURNESS & S. GARTHE (2016):
Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biological Conservation **202**:59-68.

DIERSCHKE, V. & S. GARTHE (2006):
Literature Review of Offshore Wind Farms with Regard to Seabirds. *In:* C. Zucco, W. Wende, T. Merck, I. Köchling and J. Köppel, Ecological Research on Offshore Wind Farms: International Exchange of Experiences. PART B: Literature Review of Ecological Impacts. BfN-Skripten 186. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn - Bad Godesberg, 131-198.

DIERSCHKE, V., S. GARTHE & N. MARKONES (2004):
Aktionsradien Helgoländer Dreizehenmöwen Rissa tridactyla und Trottellummen Uria aalge während der Aufzuchtphase. Vogelwelt **125**:11-19.

DIERSCHKE, V. & A. J. HELBIG (1997):
Zum Vorkommen von Tordalk Alca torda, Trottellumme Uria aalge und Gryllteiste Cepphus grylle auf der Ostsee bei Hiddensee. Vogelwelt **118**:321-324.

DIERSCHKE, V. & A. J. HELBIG (2008):
Avifauna von Hiddensee. Meer und Museum - Stralsund **21**:67-202.

DIERSCHKE, V., O. HÜPPOP & S. GARTHE (2003):
Populationsbiologische Schwellen der Unzulässigkeit für Beeinträchtigungen der Meeresumwelt am Beispiel der in der deutschen Nord- und Ostsee vorkommenden Vogelarten. Seevögel **24**:61-72.

DIETZ, C. & A. KIEFER (2014):
Die Fledermäuse Europas – kennen, bestimmen, schützen. Kosmos Verlag, Stuttgart, 394 Seiten.

DIETZ, C., O. VON HELVERSEN & D. NILL (2007):
Die Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Biologie, Kennzeichen, Gefährdung. Kosmos Verlag, Stuttgart, 399 Seiten.

DIETZ, M. & B. FITZENRÄUTER (1996):
Zur Flugroutennutzung einer Wasserfledermauspopulation (Myotis daubentoni Kuhl, 1819) im Stadtbereich von Gießen. Säugetierkundliche Informationen **4** (20):107-116.

DURINCK, J., H. SKOV, F. P. JENSEN & S. PIHL (1994):
Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. EU DG XI research contract n. 2242/90-09-01, Ornis Consult Ltd., Copenhagen, 110 Seiten.

DYNDO, M., D. M. WISNIEWSKA, L. ROJANO-DONATE & P. T. MADSEN (2015):
Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. Sci Rep **5**:11083.

EGNER, M. & R. FUCHS (2009):
Naturschutz- und Wasserrecht 2009. Verlag C. F. Müller, 456 Seiten.

EICHSTÄDT, H. & W. BASSUS (1995):
Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Zwergfledermaus (Pipistrellus pipistrellus). Nyctalus (N.F.) **5**:561-584.

EICHSTÄDT, W., W. SCHELLER, D. SELLIN, W. STARKE & K.-D. STEGEMANN (2006):
Atlas der Brutvögel in Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e.V. Steffen Verlag, Friedland, 486 Seiten.

EU (2019):
German Art. 12 report 2019. Report on progress and implementation (Article12, Birds Directive). Annex B. European Union.
http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=de/eu/art12/envxztrqw/DE_birds_reports.xml&conv=612&source=remote

EVANS, P. G. H. (1998):
Biology of Cetaceans of the north-east Atlantic (in relation to seismic energy).*in* Proceedings of the seismic and marine mammal workshop, London.

FIEDLER, W. (1993):
Paarungsquartiere der Rauhautfledermaus (Pipistrellus nathusii) am westlichen Bodensee. *In:* E. Müller, Fledermäuse in Baden-Württemberg II, 75, Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege, Baden-Württemberg, 143-150.

FIEDLER, W., A. ILLI & H. ADLER-EGGLI (2004):
Raumnutzung, Aktivität und Jagdhabitatwahl von Fransenfledermäusen (Myotis nattereri) im Hegau (Südwestdeutschland) und angrenzendem Schweizer Gebiet. Nyctalus (N.F.) **9** (3):215-235.

FISCHER, J. A. (1999):
Zu Vorkommen und Ökologie des Kleinabendseglers, Nyctalus leisleri, in Thüringen, unter besonderer Berücksichtigung seines Migrationsverhaltens im mittleren Europa. Nyctalus (N.F.) **7**:155-174.

FJELDSÅ, J. (2004):
The Grebes. Oxford Univeristy Press, New York, 268 Seiten.

FLIEßBACH, K. L., K. BORKENHAGEN, N. GUSE, N. MARKONES, P. SCHWEMMER & S. GARTHE (2019):
A Ship Traffic Disturbance Vulnerability Index for Northwest European Seabirds as a Tool for Marine Spatial Planning. Frontiers in Marine Science **6**:192.

FLYCKT, G., A. HELLQUIST, T. HOLMGREN, M. HOLMQVIST, H. LARSSON, R. STRANDBERG, T. SVANDBERG, P. SÖDERBERG & P. ÖSTERBLAD (2004):
Fågelrapport 2003. SkOF. Fåglar I Skåne, 89-192.

FLYCKT, G., A. HELLQUIST, T. HOLMGREN, N. HOLMQVIST, H. LARSSON, R. STRANDBERG, T. SVANDBERG, P. SÖDERBERG & P. ÖSTERBLAD (2003):
Fågelrapport 2002. SkOF. Fåglar I Skåne, 97-192.

FRANSSON, T. & J. PETTERSSON (2001):
Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 1, Stockholm, 189 S. Seiten.

FREYHOF, J., D. BOWLER, T. BROGHAMMER, M. FRIEDRICHS-MANTHEY, S. HEINZE & C. WOLTER (2023):
Rote Liste und Gesamtartenliste der sich im Süßwasser reproduzierenden Fische und Neunaugen (Pisces et Cyclostomata) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt **170**:63 S.

FRICKE, R., O. RECHLIN, H. M. WINKLER, H. D. O. G. BAST & E. HAHLBECK (1996):
Rote Liste und Artenliste der Rundmäuler und Meeresfische des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *In:* T. Merck and H. von Nordheim, Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 48, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn - Bad Godesberg, 83-90.

FROELICH & SPORBECK (2010):
Leitfaden. Artenschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Hauptmodul Planfeststellung / Genehmigung. Büro Froelich & Sporbeck Potsdam & Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V. Stand: 20.09.2010.

FUHRMANN, M. & A. SEITZ (1992):
Nocturnal activity of the brown long-eared bat (Plecotus auritus L., 1758): data from radio-tracking in the Lenneberg forest near Mainz (Germany). Wildlife telemetry. Remote monitoring and tracking of animals:538-548.

GAGNON, F., C. M. FRANCIS & J. A. TREMBLAY (2022):
The Great Lakes shape nocturnal bird migration in southern Ontario. Avian Conservation and Ecology **17**:2.

GALLUS, A. & H. BENKE (2014):
Monitoring von marinen Säugetieren 2013 in der deutschen Nord- und Ostsee. Teil B: Akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Ostsee. Endbericht. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Seiten 54-72. Deutsches Meeresmuseum Stralsund, Stralsund, 19 Seiten.

GALLUS, A., M. DÄHNE, U. K. VERFUß, S. BRÄGER, S. ADLER, U. SIEBERT & H. BENKE (2012):
Use of static passive acoustic monitoring to assess the status of the ‘Critically Endangered’ Baltic harbour porpoise in German waters. Endangered Species Research **18** (3):265-278.

GALLUS, A., K. KRÜGEL & H. BENKE (2015):
Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee. Teil B: Akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Ostsee. Seiten 59-83. Deutsches Meeresmuseum Stralsund, 25 Seiten.

GARTHE, S. (2003a):
Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ: 802 85 280 - K 1: Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 69 Seiten.

GARTHE, S. (2003b):
Verteilungsmuster und Bestände von Seevögeln in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee und Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete. Berichte zum Vogelschutz **40**:15-56.

GARTHE, S., V. DIERSCHKE, T. WEICHLER & P. SCHWEMMER (2004):
Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. Seiten 195-334. Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS), Endbericht, FKZ 0327520, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 140 Seiten.

GARTHE, S. & O. HÜPPOP (2004):
Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. J. Appl. Ecol. **41** (4):724-734.

GARTHE, S., N. MARKONES, P. SCHWEMMER, N. SONNTAG & V. DIERSCHKE (2008):
Forschungsverbund MINOSplus- Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen. Teilvorhaben 5: "Zeitliche und räumliche Variabilität der Seevogel- Vorkommen in der deutschen Nord- und Ostsee und ihre Bewertung hinsichtlich der Offshore-Windenergienutzung". Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), AUßenstelle CAU Kiel, Büsum, Kiel, Büsum, 100 Seiten.

GARTHE, S. & B. SCHERP (2003):
Utilization of discard and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. ICES J. Mar. Sci. **60**:980-989.

GARTHE, S., H. SCHWEMMER, V. PESCHKO, N. MARKONES, S. MÜLLER, P. SCHWEMMER & M. MERCKER (2023):
Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. Scientific Reports **13**.

GARTHE, S., N. ULLRICH, T. WEICHLER, V. DIERSCHKE, U. KUBETZKI, J. KOTZERKA, T. KRÜGER, N. SONNTAG & A. J. HELBIG (2003):
See- und Wasservögel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 170 Seiten.

GATTER, W. (2000):
Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. 30 Jahre Beobachtungen des Tagzugs am Randecker Maa. AULA-Verlag, Wiesbaden, 656 S. Seiten.

GEBHARDT, J. & W. BOGDANOWICZ (2004):
Nyctalus noctula – Großer Abendsegler. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas. Band 4: Fledertiere. Teil II: Chiroptera II. Vespertilionidae 2, Molossidae, Nycteridae, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 607-694.

GEISLER, H. & M. DIETZ (1999):
Zur Nahrungsökologie einer Wochenstubenkolonie der Fransenfledermaus (Myotis nattereri Kuhl, 1818) in Mittelhessen. Nyctalus **7** (1):87-101.

GELLERMANN, M., P.-T. STOLL & D. CZYBULKA (2012):
Handbuch des Meeresnaturschutzrechts in der Nord- und Ostsee - Nationales Recht unter Einbezug internationaler und europäischer Vorgaben. 14: Schriftenreihe Natur und Recht. Springer, Berlin, Heidelberg, 424 Seiten.

GERELL, R. & J. RYDELL (2001):
Eptesicus nilssonii (Keyserling & Blasius 1839) - Nordfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas - Fledertiere, Teil I: Chiroptera I, Band 4, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 561-581.

GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, M. WAHL & C. SUDFELDT (2019):
Vögel in Deutschland - Übersichten zur Bestandssituation.

GESSNER, J., G.-M. ARNDT, F. FREDRICH, A. LUDWIG, F. KIRSCHBAUM, R. BARTEL & H. VON NORDHEIM (2011):
Remediation of Atlantic Sturgeon Acipenser oxyrinchus in the Oder River: Background and First Results. *In:* P. Williot, E. Rochard, N. Desse-Berset, F. Kirschbaum and J. Gessner, Biology and Conservation of the European Sturgeon Acipenser sturio L. 1758, Springer-Verlag, Heidelberg, Dordrecht, London, 539-560.

GESSNER, J., G.-M. ARNDT, A. KAPUSTA, S. SHIBAYEV, A. GUSHIN, A. PILINKOVSKIJ, J. POVILIUNAS, R. MEDNE, S. PURVINA, M. TAMBETS & P. R. MØLLER. (2019):
HELCOM Action Plan for the Protection and Recovery of the Baltic Sturgeon (Acipenser oxyrinchus oxyrinchus) in the Baltic Sea area for the period of 2019 – 2029. Page 88 p. *in* Baltic Marine Environment Protection Commission (Helsinki Commission / HELCOM), Helsinki.

GESSNER, J., G.-M. ARNDT, R. TIEDEMANN & F. KIRSCHBAUM (2006):
Remediation measures for the Baltic sturgeon: status review and perspectives. Journal of Applied Ichthyology **22**:23-31.

GESSNER, J., M. RADOMINSKA, J. HALLERNANN, K. P. GENSCH, S. WÜRTZ, E. KREUTZ & L. ZIMMERNMANN (2023):
Entwicklung innovativer Aufzuchttechniken zur Erzeugung von standortangepassten Besatzfischen am Beispiel des Ostseestöres (Acipenser oxyrinchus) -Abschlussbericht 2018-2022, EMFF BB-II.1-140: 77p.

GILL, A. B. (2005):
Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. Journal of Applied Ecology **42** (4):605-615.

GILLES, A. (2008):
Characterisation of harbour porpoise (Phocoena phocoena) habitat in German waters. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.

GILLES, A., M. AUTHIER, N. C. RAMIREZ MARTINEZ, H. ARAÚJO, A. BLANCHARD, J. CARLSTRÖM, C. EIRA, G. DORÉMUS, C. FERNÁNDEZ-MALDONADO, S. C. V. GEELHOOD, L. KYHN, S. LARAN, D. NACHTSHEIM, S. PANIGADA, R. PIGEAULT, R. SEQUEIRA, M. SEQUEIRA, S. SVEEGAARD, N. L. TAYLOR, K. OWEN, C. SAAVEDRA, J. A. VÁZQUEZ, B. UNGER & P. S. HAMMOND (2023):
Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023. 64 Seiten.

GILLES, A. & A. GALLUS (2014):
Monitoring der Wale in der deutschen Nord- und Ostsee. Presentation.

GILLES, A., H. HERR, K. LEHNERT, M. SCHEIDAT, K. KASCHNER, J. SUNDERMEYER, U. WESTERBERG & U. SIEBERT (2007):
Teilvorhaben 2 – Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (Phocoena phocoena) in der deutschen Nord- und Ostsee. MINOS 2- Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen (MINOSplus) FKZ 0329946 B, Schlussbericht, Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 69 Seiten.

GILLES, A., V. PESCHKO, M. SCHEIDAT & U. SIEBERT (2012):
Survey for small cetaceans over the Dogger Bank and adjacent areas in summer 2011. 19th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, Galway, Ireland.

GLOZA, F., U. MARCKMANN & C. HARRJE (2001):
Nachweise von Quartieren verschiedener Funktion des Abendseglers (Nyctalus noctula) in Schleswig-Holstein. Nyctalus (N.F.) **7**:471-481.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1992):
Anseriformes (2. Teil). Band 3, Handbuch der Vögel Mitteleuropas AULA Verlag, Wiesbaden, 503 Seiten.

GRIMMBERGER, E., W. EICHSTÄDT & H. EICHSTÄDT (2020):
Atlas der Säugetiere Vorpommerns. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern, Band 48, ILN Greifswald, LUNG M-V, Greifswald, 272 Seiten.

GRÜNKORN, T., A. DIEDERICHS, B. STAHL, D. POSZIG & G. NEHLS (2005):
Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. BioConsult SH im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Hockensbüll, 106 Seiten.

GÜPNER, F., V. DIERSCHKE, M. HAUSWIRTH, N. MARKONES & J. WAHL (2020):
Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1 %-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland– Stand 2020 mit Hinweisen zur Anwendung bei Seevögeln. Die Vogelwelt **140**:61-81.

GUSE, N. (2005):
Diet of a piscivorous top predator in the Baltic Sea – the Red-throated Diver (Gavia stellata) in the Pomeranian Bight. Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

GUSE, N., N. MARKONES, B. MENDEL, N. SONNTAG & S. GARTHE (2008):
Nahrungsökologie von marinen Säugetieren und Seevögeln für das Management von NATURA 2000 Gebieten - Teilbericht Seevögel. Endbericht für das Bundesamt für Naturschutz. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Büsum, 88 Seiten.

HANSEN, L. (1954):
Birds killed at lights in Denmark 1886–1939. Videnskabelige meddelelser, Dansk Naturhistorisk Forening I København **116**:269-368.

HARBUSCH, C. (2003):
Aspects of the ecology of Serotine bats (Eptesicus serotinus, SCHREBER 1774) in contrasting landscapes in Southwest Germany and Luxembourg. University of Aberdeen, Saarbrücken.

HASSELMEIER, I., K. F. ABT, D. ADELUNG & U. SIEBERT (2004):
Stranding patterns of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the German North and Baltic Seas: when does the birth period occur? Journal of Cetacean Research and Management **6** (3):259-263.

HASTINGS, M., A. N. POPPER, J. J. FINNERAN & J. LANFORD (1996):
Effects of underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line in the oscar (Astronotus ocellatus). The Journal of the Acoustical Society of America **99**:2576-2603.

HAUPT, H., G. LUDWIG, H. GRUTTKE, M. BINOT-HAFKE, C. OTTO & A. PAULY (2009):
Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Heft 70/1, Band 1: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, Germany, 386 Seiten.

HÄUSSLER, U., A. NAGEL, M. BRAUN & A. ARNOLD (1999):
External characters discriminating sibling species of European pipistrelles, Pipistrellus pipistrellus (SCHREBER, 1774) and P. pygmaeus (LEACH, 1825). Myotis **37**:27-40.

HEATH, M. F., M. I. EVANS, D. G. HOCCOM, A. J. PAYNE & N. B. PEET (2000):
Important Bird Areas in Europe – Priority sites for conservation Volume 1: Northern Europe – BirdLife Conservation Series No. 8. BirdLife International, Cambridge.

HEISE, G. (1985):
Zu Vorkommen, Phänologie, Ökologie und Altersstruktur des Abendseglers (Nyctalus noctula) in der Umgebung von Prenzlau/Uckermark. Nyctalus (N.F.) **2**:133-146.

HELBIG, A. J., T. HEINICKE, J. KUBE, J. ROEDER & J. STEUDTNER (2001):
Ornithologischer Jahresbericht 1998 für Rügen, Hiddensee und Greifswalder Bodden. Ber. Vogelwarte Hiddensee **16**:77-149.

HELCOM (2013):
HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Baltic Sea Environment Proceedings No. 140. Helsinki Commision - Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM), Helsinki (Finland), 106.

HELMER, W. (1983):
Boombewonende watervleermuizen Myotis daubentoni (Kuhl, 1817) in het rijk van nijmegen. Lutra **26**:1-11.

HERMANNSEN, L., K. BEEDHOLM, J. TOUGAARD & P. T. MADSEN (2014):
High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (Phocoena phocoena). J Acoust Soc Am **136** (4):1640-1653.

HERRMANN, C. (2015):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2014 - Aktivitäten der AG Küstenvogelschutz und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Seevögel **36** (3):12-19.

HERRMANN, C. (2019):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2018. Seevögel **40** (3):6-13.

HERRMANN, C. (2020):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2019. Aktivitäten der AG Küstenvogelschutz und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Seevögel **41** (3):4-13.

HERRMANN, C. (2021):
Kormoranbericht Mecklenburg-Vorpommern 2020. Mai 2021. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 6 Seiten.

HERRMANN, C. (2022):
Kormoranbericht Mecklenburg-Vorpommern 2021. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Güstrow, 6 Seiten.

HERRMANN, C. (2023a):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2022. Aktivitäten und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten. Seevögel **3/4**:24-33.

HERRMANN, C. (2023b):
Kormoranbericht Mecklenburg-Vorpommern 2022. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, Güstrow, 8 Seiten.

HERRMANN, C. (2024):
Kormoranbericht Mecklenburg-Vorpommern 2023. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 7 Seiten.

HERRMANN, C. & M. JUNGE (2013):
Die Brutbestände der Küstenvögel in den Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns 2001-2012. Seevögel **34** (3):85-148.

HERRMANN, C., C. SCHRÖDER, T. HEINICKE, A. SCHMITZ-ORNES, F. TANNENBERGER, N. SEIFERT & G. OLSTHOORN (2021):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2020. Seevögel **42** (Heft 2+3):20-29.

HERRMANN, C., C. SCHRÖDER, A. SCHMITZ-ORNES, N. SEIFERT & G. OLSTHOORN (2022):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2021. Aktivitäten und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten. Seevögel **3/4**:20-33.

HERRMANN, C. & J. WENDT (2014):
Jahresbericht der AG Küstenvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern 2013 - Aktivitäten der AG Küstenvogelschutz und Brutergebnisse in den Küstenvogelbrutgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Seevögel **35** (3):8-15.

HILGERLOH, G. (1989):
Autumn Migration of Trans-Saharan Migrating Passerines in the Straits of Gibraltar. The Auk **106**:233-239.

HILL, R., M. REBKE & R. AUMÜLLER (2022):
Bericht zur Durchführung des Forschungsvorhabens Vogelzug am Offshore-Windpark Nordergründe. Ergebnisse der vierjährigen Untersuchungen 03/2018 - 02/2022 und zusätzlich separat des vierten Untersuchungsjahres 2021. Im Auftrag der OWP Nordergründe GmbH & Co. KG. Avitec Research GbR, Osterholz-Scharmbeck, 167 Seiten.

HOFFMANN, E., J. ASTRUP, F. LARSEN, S. MUNCH-PETERSEN & J. STRØTTRUP (2000):
Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. Baggrundsrapport Nr. 24, Danish Institute for Fisheries Research, Charlottenlund (DK), 1-42 Seiten.

HÖHNE, C. & J. GESSNER (2021):
Was stört den Stör? Erste Erkenntnisse aus dem Wiedereinbürgerungsprojekt des Baltischen Störs. Nationalpark Unteres Odertal Jahrbuch 2021. Verlag Nationalparkstiftung Unteres Odertal, Criewen:82-92.

HOLTHAUSEN, E. & S. PLEINES (2001):
Planmäßiges Erfassen von Wasserfledermäusen (Myotis daubentonii) im Kreis Viersen (Nordrhein-Westfalen). Nyctalus (N.F.) **7**:463-470.

HORN, J. W., E. B. ARNETT & T. H. KUNZ (2008):
Behavioural Responses of Bats to Operating Wind Turbines. Journal of Wildlife Management **72** (1):123-132.

HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005):
Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. BfN-Skript 142, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Naturschutzbund (NABU), Bonn - Bad Godesberg, 87 Seiten.

HÜPPOP, O. (2010):
Ökologie von Seevögeln auf Helgoland und der offenen See. *In:* F. Bairlein and H. Becker, 100 Jahre Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, AULA-Verlag, Wiebelsheim.

HÜPPOP, O., H.-G. BAUER, H. HAUPT, T. RYSLAVY, P. SÜDBECK & J. WAHL (2013):
Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands. 1. Fassung, 31. Dezember 2012. Ber. Vogelschutz **49/50**:23-83.

HÜPPOP, O., J. DIERSCHKE & H. WENDELN (2004):
Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. Berichte zum Vogelschutz **41**:127-218.

HÜPPOP, O., J. DIERSCHKE & H. WENDELN (2005):
Zugvögel und Offshore-Windkraftanlagen: Konflikte und Lösungen. Berichte zum Vogelschutz **41**:127-218.

HÜPPOP, O. & G. HILGERLOH (2012):
Flight call rates of migrating thrushes: effects of wind conditions, humidity and time of day at an illuminated offshore platform. Journal of Avian Biology **43** (1):85-90.

HÜPPOP, O., K. HÜPPOP, J. DIERSCHKE & R. HILL (2016):
Bird collisions at an offshore platform in the North Sea. Bird Study **63**:73-82.

HUTTERER, R., T. IVANOVA, C. MEYER-CORDS & L. RODRIGUES (2005):
Bat migrations in Europe: A review of banding data and literature. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 28, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 162 Seiten.

ICES (2022):
Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports **4** (61):151 pp.

ICES (2024):
DATRAS-Datenbank. Baltic International Trawl Survey. 15.08.2024. https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx

IFAÖ (2004):
Fachgutachten Vogelzug zum Offshore-Windparkprojekt „Baltic I“, Pilotvorhaben Mecklenburg-Vorpommern. Betrachtungszeitraum: August 2002 bis September 2003. Vorhabensträger: Offshore Ostsee Wind AG. Institut für Angewandte Ökologie, Forschungsgesellschaft mbH, Neu Broderstorf.

IFAÖ (2005):
Gutachtlicher Vorschlag zur Identifizierung, Abgrenzung und Beschreibung sowie vorläufigen Bewertung der zahlen- und flächenmäßig geeignetsten Gebiete zur Umsetzung der Richtlinie 79/409/EWG in den Hoheitsgewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Gutachten im Auftrag des LUNG M-V. Institut für Angewandte Ökologie Forschungsgesellschaft mbH, Neu Broderstorf.

IFAÖ (2016a):
Artenschutzfachbeitrag (AFB) zum Genehmigungsantrag nach Bundesimmissionsschutzgesetz für den Bau und Betrieb des Offshore-Windparks "Gennaker". IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 243.

IFAÖ (2016b):
Fachgutachten Artengruppe "Meeressäuger" für das Offshore-Windparkprojekt "Gennaker". 1. und 2. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum: Juni 2012 bis

Januar 2015. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg, 155 Seiten.

IFAÖ (2016c):
Präambel zum Fachgutachten Artengruppe „Meeressäuger“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“. Basisaufnahme. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg.

IFAÖ (2022a):
Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag (AFB) für den Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. 29.07.2022. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 382 Seiten.

IFAÖ (2022b):
Fachgutachten „Vogelzug“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“ Basisaufnahme, Betrachtungszeitraum: März 2013 – Mai 2016. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock.

IFAÖ (2022c):
Fachgutachten Artengruppe „Meeressäuger“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“. 1. bis 3. Untersuchungsjahr. Betrachtungszeitraum: Juni 2012 bis April 2016. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg.

IFAÖ (2022d):
Fachgutachten Artengruppe „Seevögel“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“. 1.-3. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum: November 2012 – April 2016. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock.

IFAÖ (2024a):
Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-VU). GGB „Darß“ (DE 1541-301). 19.12.2024. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 43 Seiten.

IFAÖ (2024b):
Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-VU). GGB „Erweiterung Libben, Steilküste und Blockgründe Wittow und Arkona“ (DE 1345-301). 19.12.2024. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 44 Seiten.

IFAÖ (2024c):
Biotopschutzrechtliche Prüfung (BRP) zum OWP „Gennaker“. 10.10.2024. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 19 Seiten.

IFAÖ (2024d):
Fachgutachten Benthos für den Offshore-Windpark „Gennaker“ 1.-4. Jahr der Basisaufnahme. Erfassungszeiträume: 1. & 2. Untersuchungsjahr: 2012-2014, 3. Untersuchungsjahr: 2015-2016, 4. Untersuchungsjahr: 2023-2024. September 2024. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf, 113 Seiten.

IFAÖ (2024e):
Fachgutachten Fische für den Offshore-Windpark „Gennaker“ 1.-4. Jahr der Basisaufnahme. Erfassungszeiträume: 1. und 2. Untersuchungsjahr: 2012-2014, 3. Untersuchungsjahr: 2015-2016, 4. Untersuchungsjahr: 2023-2024. September 2024. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf, 88 Seiten.

IFAÖ (2025a):
Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-VU). GGB „Darßer Schwelle“ (DE 1540-302). 27.01.2025. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 52 Seiten.

IfAÖ (2025b):
Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-VU). GGB „Kadetrinne“ (DE 1339-301). 28.01.2025. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 48 Seiten.

IfAÖ (2025c):
Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Gennaker“. FFH-Verträglichkeitsuntersuchung (FFH-VU). GGB „Plantagenetgrund“ (DE 1343-301). 28.01.2025. IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 51 Seiten.

IfAÖ (2025d):
Fachgutachten „Vogelzug“ für das Offshore-Windparkprojekt „Gennaker“. Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen für das Schutzgut Zugvögel im Betrachtungszeitraum 09/2023 – 08/2024. Aktualisierung der Basisaufnahme (2013–2016). IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 118 Seiten.

IfAÖ (2025e):
Fachgutachten Fledermäuse für den Offshore-Windpark „Gennaker“. Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen für das Schutzgut Fledermäuse im Betrachtungszeitraum 09/2023 – 09/2024. Aktualisierung der Basisaufnahme (2014–2016). IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock, 65 Seiten.

IfAÖ (2025f):
Fachgutachten Marine Säuger für den Offshore-Windpark „Gennaker“. Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen für das Schutzgut Marine Säugetiere im Betrachtungszeitraum 09/2023 – 08/2024. Aktualisierung der Basisaufnahme OWP „Gennaker“ (von 2012 bis 2016). IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH Rostock, 115 Seiten.

IfAÖ (2025g):
Fachgutachten Rastvögel für den Offshore-Windpark „Gennaker“. Ergebnisse der ökologischen Untersuchungen für das Schutzgut Rastvögel im Betrachtungszeitraum 09/2023–08/2024. Aktualisierung der Basisaufnahme (2012–2016). Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg, 250 Seiten.

ITAP (2025):
Fachgutachten der projektspezifisch zu erwartenden Unterwasserschallimmissionen durch Impulsrammungen zur Beurteilung der Störwirkung in umliegende FFH-Gebiete. Institut für technische und angewandte Physik GmbH, Oldenburg.

IUCN (2022):
The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. https://www.iucnredlist.org.

Jenni, L. & M. Kery (2003):
Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences **270**:1467-1471.

Jones, G. & J. M. V. Rayner (1988):
Flight performance, foraging tactics and echolocation in free-living Daubenton's bats Myotis daubentoni (Chiroptera: Vespertilionidae). Journal of Zoology **215**:113.

Jones, I. L., S. Rowe, S. M. Carr, G. Fraser & P. Taylor (2002):
Different patterns of parental effort during chick-rearing by female and male Thick-billed Murres (Uria lomvia) at a low-arctic colony. The Auk **119/4**:1064-1074.

JURETZEK, C. & M. BOETHLING (2019a):
German noise registry at BSH – Monitoring and mitigating underwater noise from offshore windfarms, Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH). Poster. 5th Conference on Wind energy and Wildlife impacts 2019 (CWW 2019), Stirling (Scotland).

JURETZEK, C. & M. BOETHLING (2019b):
The German Registry of underwater sound & monitoring and assessment in regard of technical sound mitigation developments, Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH). Abstract and Presentation. 5th Conference on Wind energy and Wildlife impacts 2019 (CWW 2019), Stirling (Scotland).

KAATZ, J. (1999):
Einfluss von Windenergieanlagen auf das Verhalten der Vögel im Binnenland. *In:* S. Ihde and E. Vauk-Hentzelt, Vogelschutz und Windenergie Konflikte, Lösungsmöglichkeiten und Visionen, Bundesverband Windenergie e.V.

KAHLERT, J., I. K. PETERSEN, A. D. FOX, M. DESHOLM & I. CLAUSAGER (2004):
Investigations of birds during construction and operation of Nysted offshore wind farm at Rødsand. NERI Annual Status Report 2003, Commissioned by Energi E2 A/S National Environmental Research Institute, 88 Seiten.

KARLSSON, L. (1993):
Birds at Falsterbo. Anser Supplement. Lund.

KASTELEIN, R. A., P. BUNSKOEK & M. HAGEDOORN (2002):
Audiogram of habor porpoise (Phocoena phocoena) measured with narrow-band frequency-modulated signals. The Journal of the Acoustical Society of America **112** (1):334-344.

KASTELEIN, R. A., L. HELDER-HOEK, J. COVI & R. GRANSIER (2016):
Pile driving playback sounds and temporary threshold shift in harbor porpoises (Phocoena phocoena): Effect of exposure duration. The Journal of the Acoustical Society of America **139** (5):2842.

KASTELEIN, R. A., W. C. VERBOOM, M. MUIJSERS, N. V. JENNINGS & S. VAN DER HEUL (2005):
The influence of acoustic emissions for underwater data transmission on the behaviour of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in a floating pen. Marine Environmental Research **59** (4):287-307.

KESSELRING, T., S. VIQUERAT, R. BREHM & D. U. SIEBERT (2017):
Coming of age: - Do female harbour porpoises (Phocoena phocoena) from the North Sea and Baltic Sea have sufficient time to reproduce in a human influenced environment? PLoS One **12** (10).

KIECKBUSCH, J. (2012):
DDA-Aktuell 1/2012: 8. Internationale Kormorantagung in den Niederlanden November 2011. Vogelwelt **132**:VII-IX.

KIECKBUSCH, J. J. & W. KNIEF (2006):
Brutbestandsentwicklung des Kormorans (Phalacrocorax carbo sinensis) in Deutschland und Europa. Fachtagung Kormorane 2006, Stralsund, 28-47.

KLAASSEN, R. H. G., M. HAKE, R. STRANDBERG, B. J. KOKS, C. TRIERWEILER, K. M. EXO, F. BAIRLEIN & T. ALERSTAM (2014):
When and where does mortality occur in migratory birds? Direct evidence from long-term satellite tracking of raptors. Journal of Animal Ecology **83** (1):176-184.

KLAFS, G. & J. STÜBS (1987):
Die Vogelwelt Mecklenburgs. 3. neubearbeitete Auflage. AULA-Verlag, Wiesbaden, 425 Seiten.

KLEIN, R., J. BELLEBAUM, J. KUBE & H. WENDELN (2004):
Verbreitung und Phänologie der Alkenvögel (Alcidae) im Seegebiet um Rügen. Vortrag bei der 137. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft in Kiel, 29. September - 04. Oktober 2004.

KNUDSEN, E., A. LINDEN, C. BOTH, N. JONZEN, F. PIULIDO, N. SAINO, W. J. SUTHERLAND, L. A. BACH, T. COPPACK, T. ERGON, P. GIENAPP, J. A. GILL, O. GORDO, A. HEDENSTRÖM, E. LEHIKOINEN, P. P. MARRA, A. P. MOLLER, A. L. K. NILSSON, G. PERON, E. RANTA, D. RUBOLINI, T. H. SPARKS, F. SPINA, C. E. STUDDS, S. A. SATHER, P. TRYJANOWSKI & N. C. STENSETH (2011):
Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. Biological Reviews **86**:928-946.

KOSCHINSKI, S. & B. M. CULIK (2002):
Literaturstudie zum Thema Meeressäuger (Schweinswal, Seehund): Grundlage für eine Auswirkungsprognose im Rahmen der Planungen für einen Offshore-Windpark. unveröff. Gutachten im Auftrag des Instituts für Angewandte Ökologie. 63 Seiten.

KOSCHINSKI, S., A. DIEDERICHS & M. AMUNDIN (2008):
Click train patterns of free-ranging harbour porpoises acquired using T-PODs may be useful as indicators of their behaviour. Journal of Cetacean Research and Management **10** (2):147-155.

KOSCHINSKI, S. & K. LÜDEMANN (2020):
Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines. Technical options for complying with noise limits. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN). Meereszoologie. Wissenschaftsbüro, Nemten, Hamburg.

KRIJGSVELD, K. L. (2014):
Avoidance behaviour of birds around offshore wind farms. Overview of knowledge including effects of configuration. Bureau Waardenburg Seiten.

KRIJGSVELD, K. L., R. C. FIJN, M. JAPINK, P. W. VAN HORSEN, H. C., M. P. COLLIER, M. J. M. POOT, D. BEUKER & S. DIRKSEN (2011a):
Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee. Final Report on fluxes, flight altitudes and behaviour of flying bird. Bureau Waardenburg Netherlands, Culemborg, 328 p. Seiten.

KRIJGSVELD, K. L., C. HEUNKS, M. COLLIER & S. DIRKSEN (2011b):
Collision victims at wind farms in the Netherlands (No. Report 07-094). Waardenburg.

KRIJGSVELD, K. L., R. LENSINK, H. SCHEKKERMAN, P. WIERSMA, M. J. M. POOT, E. H. W. G. MEESTERS & S. DIRKSEN (2005):
Baseline studies North Sea wind farms: fluxes, flight paths and altitudes of flying birds 2003-2004. Bureau Waardenburg bv Alterra, Netherlands.

KRONWITTER, F. (1988):
Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, Nyctalus noctula (Schreber, 1774) revealed by radio-tracking. Myotis **26**:23-85.

KRÜGER, T. (2016):
Zum Einfluss von Kitesurfen auf Wasser- und Watvögel – eine Übersicht. 1/2016. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN).

KRÜGER, T., J. LUDWIG, G. SCHEIFFARTH & T. BRANDT (2020):
Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen – 4. Fassung, Stand 2020 –. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen **39** (2):49-72.

KUBE, J. (1996):
Spatial and temporal variations in the population structure of the soft-shell clam Mya arenaria in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). Journal of Sea Research **35** (4):335-344.

KUBE, J. (2004):
50 Jahre Niederhof – die Geschichte einer deutschen Kormorankolonie. Falke **51**:256-262.

KUBE, J. (2006):
Stummer Frühling am Bodden: Bestandssituation und Bestandstrends von bodenbrütenden Küstenvögeln in Mecklenburg-Vorpommern (Stand: 2003). Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **45** (Sonderheft 1):41-54.

KURTZE, W. (1990):
Die Breitflügelfledermaus Eptesicus serotinus in Nordniedersachsen. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen **26**:63-94.

LAAKSONEN, T. & A. LEHIKOINEN (2013):
Population trends in boreal birds: Continuing declines in agricultural, northern, and long-distance mi-grant species. Biological Conservation **168**:99-107.

LABES, R., W. EICHSTÄDT, S. LABES, E. GRIMMBERGER, H. RUTHENBERG & H. LABES (1991):
Rote Liste der gefährdeten Säugetiere Mecklenburg-Vorpommers, 1. Fassung, Stand: Dezember 1991. Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 33 Seiten.

LANA (2006):
Hinweise der LANA zur Anwendung des europäischen Artenschutzrechts bei der Zulassung von Vorhaben und bei Planungen. Hg. v. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz. Online verfügbar http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/web/babel/media/lana_hinweise_artenschutz.pdf

LANA (2009):
Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes.

LANGGEMACH, T. & S. DÜRR (2021):
Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. - Stand 10. Mai 2021. Landesamt für Umwelt Brandenburg. Staatliche Vogelschutzwarte https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf

LAPRELL, E., C. HEMMER & A. BENK (1997):
Flugstraße der Teichfledermaus (Myotis dasycneme) in der Süd Eilenriede/Stadt Hannover. Mitteilungen der AG Zoologische Heimatforschung Niedersachsen **3** (1-6).

LBV-SH (2016):
Beachtung des Artenschutzrechtes bei der Planfeststellung - Aktualisierung mit Erläuterungen und Beispielen. Landesbetrieb Straßenbau und Verkehr Schleswig-Holstein - Amt für Planfeststellung Energie, Kiel, 85 Seiten.

LEOPOLD, M. (2016):
Diving into darkness: Red-throated Diver diet. Vortrag.*in* International workshop on Red-Throated Divers, Hamburg.

LEOPOLD, M. F. & C. J. CAMPHUYSEN (2008):
Did the pile driving during the construction of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee, the Netherlands, impact porpoises?, Institute for maretime resources and Ecosystem Studies IMARES, Shell, NoordzeeWind, NUON, Wageningen, 17 Seiten.

LFA M-V (2019a):
Abendsegler - Nyctalus noctula. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Abendsegler.56.0.html

LFA M-V (2019b):
Braunes Langohr - Plecotus auritus. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Braunes-Langohr.58.0.html

LFA M-V (2019c):
Breitflügelfledermaus - Eptesicus serotinus. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Breitfluegelfledermaus.57.0.html

LFA M-V (2019d):
Fransenfledermaus - Myotis nattereri. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Fransenfledermaus.64.0.html

LFA M-V (2019e):
Große Bartfledermaus - Myotis brandtii. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Grosse-Bartfledermaus.66.0.html

LFA M-V (2019f):
Kleinabendsegler - Nyctalus leisleri. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Kleinabendsegler.76.0.html

LFA M-V (2019g):
Mückenfledermaus - Pipistrellus pygmaeus. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Mueckenfledermaus.52.0.html

LFA M-V (2019h):
Nordfledermaus - Eptesicus nilssonii. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Nordfledermaus.68.0.html

LFA M-V (2019i):
Rauhautfledermaus - Pipistrellus nathusii. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Rauhautfledermaus.77.0.html

LFA M-V (2019j):
Teichfledermaus - Myotis dasycneme. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Teichfledermaus.65.0.html

LFA M-V (2019k):
Wasserfledermaus - Myotis daubentonii. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Wasserfledermaus.78.0.html

LFA M-V (2019l):
Zweifarbfledermaus - Vespertilio murinus. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Zweifarbfledermaus.69.0.html

LFA M-V (2019m):
Zwergfledermaus - Pipistrellus pipistrellus. Landesfachausschuss für Fledermausschutz und -forschung Mecklenburg-Vorpommern, 11.06.2019. https://www.lfa-fledermausschutz-mv.de/Zwergfledermaus.51.0.html

LIECHTI, F. (2006):
Birds – Blowin’ by the wind? Journal of Ornithology **147**:202-211.

LIECHTI, F., D. PETER, R. LARDELLI & B. BRUDERER (1996):
Die Alpen, ein Hindernis im nächtlichen Breitfrontzug - eine großräumige Übersicht nach Mondbeobachtungen. Journal für Ornithologie **137**:337-356.

LIMPENS, H. J. G. A. (2001):
Assessing the European distribution of the pond bat (Myotis dasycneme) using bat detectors and other survey methods. Nietoperze II **2**:170-178.

LINDEBOOM, H. J., H. J. KOUWENHOVEN, M. J. N. BERGMAN, S. BOUMA, S. BRASSEUR, R. DAAN, R. C. FIJN, D. DE HAAN, S. DIRKSEN, R. VAN HAL, R. HILLE RIS LAMBERS, R. TER HOFSTEDE, K. L. KRIJGSVELD, M. F. LEOPOLD & M. SCHEIDAT (2011):
Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. Environmental Research Letters **6** (3).

LLUR (2014):
Die Säugetiere Schleswig-Holsteins. Rote Liste: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. 4. Fassung Dezember 2014 Auflage. Schriftenreihe: LLUR SH - Natur - RL 25Seiten.

LOCKYER, C. & C. C. KINZE (2003):
Status, ecology and life history of the harbour porpoise (Phocoena phocoena) in Danish waters. NAMMCO Sci. Publ. **5**:143-176.

LÖVEI, G. L. (1989):
Passerine migration between the Palaearctic and Africa. Current Ornithology **6**:143-174.

LUBELEY, S. (2003):
Quartier- und Raumnutzungssystem einer synanthropen Fledermausart (Eptesicus serotinus) und seine Entstehung in der Ontogenese. Dissertation. Philipps Universität Marburg, Marburg.

LUCKE, K., W. HANKE & G. DENHARDT (2004):
Untersuchungen zum Einfluss akustischer Emissionen von Offshore-Windkraftanlagen auf marine Säuger im Bereich der deutschen Nord- und Ostsee - Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich. Seiten 23-76. FKZ: 0327520, Endbericht Teilprojekt 1 Nationalpark schleswig-holsteinisches Wattenmeer und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 54 Seiten.

LUCKE, K., P. A. LEPPER, M.-A. BLANCHET & U. SIEBERT (2011):
The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises (Phocoena phocoena). Journal of the Acoustical Society of America **130**:3406-3412.

LUDWIG, A., L. DEBUS, D. LIECKFELDT, I. WIRGIN, N. BENECKE, I. JENNECKENS, P. WILLIOT, J. R. WALDMAN & C. PITRA (2002):
When the American sea sturgeon swam east. Nature **419**:447-448.

LUNG M-V (2004):
Zielarten der landesweiten naturschutzfachlichen Planung - Faunistische Artenabfrage. Materialien zur Umwelt, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), 565 Seiten.

LUNG M-V (2013):
Angaben zu den in Mecklenburg-Vorpommern heimischen Vogelarten. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, 5 Seiten.

LUNG M-V (2016):
Bestandsentwicklung und Brutergebnisse von Großvögeln in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 2013-2015. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Projektgruppe Großvogelschutz Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 12 Seiten.

LUNG M-V (2019):
Wasservogelzählung in der Zug- und Überwinterungssaison 2016/2017 - Abschlussbericht. BIOM Landschaftsökologische Gutachten und biologische Studien, JarmshagenSeiten.

MADSEN, F. J. (1954):
On the food habits of diving ducks in Denmark. Danish review of game biology **2**:157-266.

MADSEN, F. J. (1957):
On the food habits of some fish – eating birds in Denmark. Divers, grebes, merganser, and auks. Danish review of game biology **3**:19-83.

MÄHLER, M. (2014):
NSG Greifswalder Oie. Jahresbericht 2014. Verein Jordsand.

MARKONES, N. & S. GARTHE (2009):
Erprobung eines Bund/Länder-Fachvorschlags für das Deutsche Meeresmonitoring von Seevögeln und Schweinswalen als Grundlage für die Erfüllung der Natura 2000 - Berichtspflichten mit einem Schwerpunkt in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (FFH-Berichtsperiode 2007-2012) - Teilvorhaben Seevögel. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum; Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 65 Seiten.

MARKONES, N. & S. GARTHE (2011):
Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee - Teilbericht Seevögel. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum; Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 67 Seiten.

MARKONES, N., N. GUSE, K. BORKENHAGEN, H. SCHWEMMER & S. GARTHE (2015):
Seevogel-Monitoring 2014 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz (BfN), 127 Seiten.

MARKONES, N., H. SCHWEMMER & S. GARTHE (2012):
Seevogel-Monitoring 2011/2012 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bericht für das Bundesamt für Naturschutz, Vilm, 71 Seiten.

MARKOVETS, M. J., N. P. ZELENOVA & A. P. SHAPOVAL (2004):
Beringung von Fledermäusen in der Biologischen Station Rybachy, 1957-2001. Nyctalus **9** (3):259-268.

MARTIN, G. R. (1990):
Birds by night. Poyser, London, UK, 240 Seiten.

MAYER, F. & O. VON HELVERSEN (2001):
Sympatric distribution of two cryptic bat species across Europe. Biological Journal of the Linnean Society **74**:365-374.

MCCAULY, R. D., J. FEWTRELL & A. N. POPPER (2003):
High intensity anthropogenic sound damages fish ears. The Journal of the Acoustical Society of America **113** (1):638-641.

MEINIG, H., P. BOYE, M. DÄHNE, R. HUTTERER & J. LANG (2020):
Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 73 S.

MEISE, W. (1951):
Der Abendsegler. Neue Brehm Bücherei, Akadem. Verlagsges. Geest & Portig, Leipzig, 43 Seiten.

MEISSNER, J. & S. BRÄGER (1990):
The feeding ecology of wintering Eiders Somateria mollissima and Common Scoters Melanitta nigra on the Baltic Sea coast of Schleswig-Holstein, FRG. Wader Study Group Bulletin **58**:10-12.

MELTOFTE, H. (2008):
A personal view on how waders migrate using the autumn passage of Northern Dunlins as an example. Wader Study Group Bulletin **115** (1):29-32.

MENDEL, B., N. SONNTAG, J. WAHL, H. SCHWEMMER, N. GUSE, S. MÜLLER & S. GARTHE (2008):
Artensteckbriefe von See- und Wasservögeln der deutschen Nord- und Ostsee. Verbreitung, Ökologie und Empfindlichkeiten gegenüber Eingriffen in ihren marinen Lebensraum. Naturschutz und Biologische Vielfalt (BfN) **59**:437.

MESCHEDE, A. & K.-G. HELLER (2000):
Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. 66: Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Bundesamt für Naturschutz (BfN), Münster, 288 Seiten.

MEWES, W. (2006):
Kranich - Grus grus. *In:* W. Scheller, D. Sellin, W. Starke and K.-D. Stegemann, Atlas der Brutvögel in Mecklenburg-Vorpommern, Steffen Verlag, Friedland.

MEWES, W. & N. DONNER (2014):
Die Sammel- und Rastregionen des Kranichs Grus grus in Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **48** (Sonderheft 1):63-202.

MEYER, M. M. (2011):
Method validation and analysis of bat migration in the Fehmarnbelt area between autumn 2009 and autumn 2010 (unveröff.). Diplomarbeit/Dissertation. Fachhochschule Osnabrück, Osnabrück.

MITCHELL-JONES, A. J., G. AMORI, W. BOGDANOWICZ, B. KRISTUFEK, P. J. H. REIJNDERS, F. SPITZENBERGER, M. STUBBE, J. B. M. THISSEN, V. VOHRALIK & J. ZIMA (1999):
The Atlas of European Mammals. Academic Press, London, 496 Seiten.

MORISAKA, T. (2012):
Evolution of Communication Sounds in Odontocetes: A Review. International Journal of Comparative Psychology **25**:1-20.

MÜHLETHALER, L. & E. MÜHLETHALER (2010):
Fledermäuse – heimliche Bewohner der Wälder Graubündens. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf. http://www.waldwissen.net/wald/tiere/saeuger/wsl_fledermaeuse_graubuenden/index_DE.

MÜLLER-BBM (2024a):
Vorhaben Offshore-Windpark Gennaker. Prognose der zu erwartenden Hydroschallimmissionen während der Betriebsphase. Bericht Nr. M177781/02. Müller-BBM Industry Solutions GmbH, Hamburg, 25 Seiten.

MÜLLER-BBM (2024b):
Vorhaben Offshore-Windpark Gennaker. Prognose der zu erwartenden Hydroschallimmissionen während der Rammarbeiten. Bericht Nr. M177781/01. Müller-BBM Industry Solutions GmbH, Hamburg, 39 Seiten.

MÜLLER, A. (1991):
Die Wasserfledermaus in der Region Schaffhausen. Fledermaus-Anzeiger, Zürich **28** (1-3).

NABE-NIELSEN, J., J. TOUGAARD, J. TEILMANN & S. SVEEGAARD (2011):
Effects of wind farms on harbour porpoise behavior and population dynamics. Report commissioned by the Environmental Group under the Danish Environmental Monitoring Programme. Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University, 48 pp. Seiten.

NACHTSHEIM, D., B. UNGER, N. RAMIREZ MARTINEZ, K. MEHRWALD, U. SIEBERT & A. GILLES (2021):
Monitoring von marinen Säugetieren 2020 in der deutschen Nord- und Ostsee. Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW), Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Büsum, 7 Seiten.

NAGEL, A. & U. HÄUSSLER (2003):
Wasserfledermaus Myotis daubentonii (Kuhl, 1817). Die Säugetiere Baden-Württembergs Band I, Verlag Eugen Ulmer, 440-462.

NEW, J. G. & D. BODZNICK (1985):
Segregation of electroreceptive and mechanoreceptive lateral line afferents in the hindbrain of chondrostean fishes. Brain Research **336**:89-98.

NIELSEN, N. H., J. TEILMANN, S. SVEEGAARD, R. G. HANSEN, M. H. S. SINDING, R. DIETZ & M. P. HEIDE-JØRGENSEN (2018):
Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited behavioural similarities to North Sea harbour porpoise population. Marine Ecology Progress Series **597**.

NILSSON, J., O. ENGSTEDT & P. LARSSON (2014):
Wetlands for northern pike (*Esox lucius* L.) recruitment in the Baltic Sea. Hydrobiologia **721** (1):145-154.

NOWALD, G. (2003):
Bedingungen für den Fortpflanzungserfolg: Zur Öko-Ethologie des Graukranichs Grus grus während der Jungenaufzucht. Universität Osnabrück.

NOWALD, G. (2014):
Sammel- und Rastregion Darß Zingster Boddenkette und Rügen. *In:* W. Mewes and N. Donner, Die Sammel- und Rastregionen des Kranichs Grus grus in Mecklenburg-Vorpommern. . Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern. , 48, Sonderheft 1, 147-160.

OHLENDORF, B. (1987):
Neue Informationen zum Vorkommen und Überwinterungsverhalten der Nordfledermaus, Eptesicus nilssoni (Keyserling u. Blasius, 1839), im Harz. Nyctalus (N.F.) **2** (3/4):247-257.

OHLENDORF, B. (1989):
Zur Verbreitung und Biologie der Nordfledermaus, Eptesicus nilssoni (KEYSERLING & BLASIUS, 1839), in der DDR. *In:* V. Hanák, I. Horacek and J. Gaisler, European bat research 1987, Charles University Press, Praha, 609-615.

OWEN, K., A. GILLES, M. AUTHIER, J. CARLSTRÖM, M. GENU, L. A. KYHN, D. A. NACHTSHEIM, N. C. RAMIREZ MARTINEZ, U. SIEBERT, M. SKÖLD, J. TEILMANN, B. UNGER & S. SVEEGAARD (2024):
A negative trend in abundance and an exceeded mortality limit call for conservation action for the Vulnerable Belt Sea harbour porpoise population. Frontiers in Marine Science **11:1289808**.

OWP GENNAKER GMBH (2024):
Projektbeschreibung – Vorhaben: Offshore-Windpark Gennaker.

PETERSEN, B., G. ELLWANGER, R. BLESS, P. BOYE, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (2004):
Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie. Heft 69, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, Germany, 734 Seiten.

PETERSEN, I. K. & T. K. CHRISTENSEN (2004):
Bird studies - Results from Horns Rev Offshore Wind Farm - Vortrag auf der Tagung "Offshore Wind Farms and the Environment" am 21./22. September 2004.

PETERSEN, I. K., T. K. CHRISTENSEN, J. KAHLERT, M. DESHOLM & A. D. FOX (2006):
Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. Report request. Commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S. NERI, National Environmental Research Institute, 166 Seiten.

PETERSEN, I. K., R. D. NIELSEN & M. L. MACKENZIE (2014):
Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Report commissioned by DONG Energy. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 54 Seiten.

PETERSONS, G. (1990):
Die Rauhhautfledermaus, Pipistrellus nathusii (Keyserling u. Blasius, 1839), in Lettland: Vorkommen, Phänologie und Migration. Nyctalus **3** (2):81-98.

PETTERSSON, J. (2005):
The impact of offshore wind farms on bird life in southern Kalmar Sound, Sweden. A final report based on studies 1999-2003. Department of animal ecology, Lund University, Lund, SwedenSeiten.

PROCHNOW, G. (1998):
Grundlagen für den Schutz von Schweinswalen (Phocoena phocoena) im Seegebiet westlich der Inseln Amrum und Sylt. Diplomarbeit. Universität Hamburg.

REUBENS, J. T., U. BRAECKMAN, J. VANAVERBEKE, C. VAN COLEN, S. DEGRAER & M. VINCX (2013):
Aggregation at windmill artificial reefs: CPUE of Atlantic cod (Gadus morhua) and pouting (Trisopterus luscus) at different habitats in the Belgian part of the North Sea. Fisheries Research **139**:28-34.

RICHARDSON, W. J. (1978):
Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. Oikos **30**:224-274.

RICHARDSON, W. J., C. R. GREENE, C. I. MALME & D. H. THOMSON (1995):
Marine mammals and noise. San Diego, 576 Seiten.

ROBINSON, S. P., P. D. THEOBALD, P. A. LEPPER, G. HAYMAN, V. F. HUMPHREY, L.-S. WANG & S. MUMFORD (2011):
Measurement of underwater noise arising from marine aggregate operations. Advances in Experimental Medicine and Biology **730** (7):465-468.

ROCHARD, E., M. LEPAGE & L. MEAUZÉ (1997):
Identification et caractérisation de l'aire de répartition marine de l'esturgeon européen Acipenser sturio à partir de déclarations de captures. Aquatic Living Resources **10**:101-109.

RODRIGUES, L., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, B. KARAPANDZA, D. KOVAC, T. KERVYN, J. DEKKER, A. KEPEL, P. BACH, J. COLLINS, C. HARBUSCH, K. PARK, B. MICEVSKI & J. MINDERMAN (2014):
Leitfaden für die Berücksichtigung von Fledermäusen bei Windenergieprojekten - Überarbeitung 2014. EUROBATS Publication Series No. 6, UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, 73 Seiten.

ROELEKE, M., T. BLOHM, S. KRAMER-SCHADT, Y. YOVEL & C. C. VOIGT (2016):
Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. Scientific Reports **6**:28961.

ROER, H. & W. SCHOBER (2001):
Myotis daubentonii (Leisler, 1819) - Wasserfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas: Fledertiere, Teil I: Chiroptera I, Band 4, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 257-280.

RYDELL, J. (1986):
Feeding territoriality in female northern bats, Eptesicus nilssoni. Ethology **72**:329-337.

RYDELL, J. (1989):
Site fidelity of the northern bat (Eptesicu nilssonii) during pregnancy and lactation. J. Mammalogy **70**:614-617.

RYDELL, J. (1990):
Behavioural variation in echolocation pulses of the northern bat, Eptesicus nilssonii. Ethology **85**:103-113.

RYDELL, J. (1992):
Exploitation of i nsects around streetlamps by bats in Sweden. Functional Ecology **6**:744-750.

RYDELL, J. (1993):
Eptesicus nilssonii. Mammalian Species **430**:1-7.

RYDELL, J., L. BACH, P. BACH, L. G. DIAZ, J. FURMANKIEWICZ, N. HAGNER-WAHLSTEIN, E.-M. KYHERÖJNEN, T. LILLEY, M. MASING, M. MEYER, G. PETERSONS, J. SUBA, V. VASKO, V. VINTULIS & A. HEDENSTRÖM (2014):
Phenology of migratory bat activity across the Baltic Sea and the south-eastern North Sea. Acta Chiropterologica **16** (1):139-147.

RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES & A. HEDENSTRÖM (2010a):
Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropterologica **12** (2):261-274.

RYDELL, J., L. BACH, M.-J. DUBOURG-SAVAGE, M. GREEN, L. RODRIGUES & A. HEDENSTRÖM (2010b):
Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? European Journal of Wildlife Research **56** (6):823-827.

RYDELL, J. & P. A. RACEY (1995):
Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. Symposium of the Zoological Society of London **67**:291-307.

SAMBAH (2016):
Heard but not seen. Sea-scale Passive Acoustic Survey Reveals a Remnant Baltic Sea Harbour Porpoise Population that Needs Urgent Protection. SAMBAH non-technical report. LIFE08 NAT/S/00261, 44 Seiten.

SANTOS, M. B., G. J. PIERCE, J. A. LEARMONTH, R. J. REID, H. M. ROSS, I. A. P. PATTERSON, D. G. REID & D. J. BEARE (2004):
Variability in the Diet of Harbour Porpoises (Phocoena phocoena) in Scottish Waters 1992-2003. Marine Mammal Science **20** (1):1-27.

SCHEFFELD, T., J. G. SCHNITZLER, A. RUSER, B. WOELFING, J. BALTZER & U. SIEBERT (2020):
Effects of multiple exposures to pile driving noise on harbor porpoise hearing during simulated flights—An evaluation tool. The Journal of the Acoustical Society of America **147** (685).

SCHIRMEISTER, B. (2001):
Ungewöhnliche Ansammlungen der Zwergmöwe Larus minutus in der Pommerschen Bucht vor Usedom im Spätsommer 2000. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **43**:35-48.

SCHIRMEISTER, B. (2002):
Durchzug und Rast der Zwergmöwe Larus minutus in der Pommerschen Bucht vor Usedom in den Jahren 2001 und 2002. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **44**:34-46.

SCHMIDT, A. (1988):
Beobachtungen zur Lebensweise des Abendsegler, Nyctalus noctula (Schreber, 1774), im Süden des Bezirks Frankfurt/Oder. Nyctalus **2** (5):389-422.

SCHMIDT, C. & W. MAINER (1999):
Breitflügelfledermaus - Eptesicus serotinus. Fledermäuse in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie & Naturschutzbund Deutschland, LV Sachsen e. V., Dresden, 114 Seiten.

SCHOBER, W. & E. GRIMMBERGER (1998):
Die Fledermäuse Europas: kennen, bestimmen, schützen. Kosmos Verlag, Stuttgart, 265 Seiten.

SCHULZ, A., T. DITTMANN & T. COPPACK (2014):
Erfassung von Ausweichbewegungen von Zugvögeln mittels Pencil Beam Radar und Erfassung von Vogelkollisionen mit Hilfe des Systems VARS. Schlussbericht zum Projekt "Ökologische Begleitforschung am Offshore-Testfeldvorhaben alpha ventus zur Evaluierung des Standarduntersuchungskonzeptes des BSH (StUKplus)". FKZ 0327689A, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Neu Broderstorf, 90 Seiten.

SCHULZ, A., V. RÖHRBEIN, K. SCHLEICHER, C. KULEMEYER & T. COPPACK (2011):
Die Forschungsplattform FINO 2 – eine automatisierte Vogelwarte inmitten der Ostsee. Seevögel **32** (4):99-101.

SCHULZE, G. (1996):
Die Schweinswale: Familie Phocoenidae. 2. überarbeitete Auflage. Die Neue Brehm-Bücherei, Magdeburg, 191 Seiten.

SCHWEMMER, H., N. MARKONES, S. MÜLLER, K. BORKENHAGEN, M. MERCKER & S. GARTHE (2019):
Aktuelle Bestandsgröße und -entwicklung des Sterntauchers (Gavia stellata) in der deutschen Nordsee. Bericht für das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie und das Bundesamt für Naturschutz. 20 Seiten.

SCHWEMMER, P., B. MENDEL, N. SONNTAG, V. DIERSCHKE & S. GARTHE (2011):
Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. Ecological Applications **21** (5):1851-1860.

SEEBENS-HOYER, A., L. BACH, P. BACH, H. POMMERANZ, M. GÖTTSCHE, C. VOIGT, R. HILL, S. VARDEH, M. GÖTTSCHE & H. MATTHES (2021):
Fledermausmigration über der Nord- und Ostsee. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben „Auswirkungen von Offshore-Windparks auf den Fledermauszug über dem Meer“ (FKZ 3515 82 1900, BATMOVE). 210 Seiten.

SEEBENS, A., A. FUß, P. ALLGEYER, POMMERANZ, HENRIK, M. MÄHLER, H. MATTHES, M. GÖTTSCHE, M. GÖTTSCHE, L. BACH & C. PAATSCH (2013):
Fledermauszug im Bereich der deutschen Ostseeküste. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie. Hamburg, 38 Seiten.

SENDOR, T., K. KUGELSCHAFTER & M. SIMON (2000):
Seasonal variation of activity patterns at a pipistrelle (Pipistrellus pipistrellus) hibernaculum. Myotis **38**:91-109.

SENECAL, J.-F., A. DUPUCH, D. LAGROIS, M. MINGELBIER & C. CHION (2024):
Approaching merchantships elicit behavioral changes in Atlantic sturgeon (Acipenseroxyrinchus) in the St. Lawrence River, Canada. Journal of Fish Biology:1-11.

SILLETT, T. & R. T. HOLMES (2002):
Variation in survivorship of a migratory songbird throughout its annual cycle. Journal of Animal Ecology **71** (2):296-308.

SIMON, M., S. HÜTTENBIEGEL & J. SMIT-VIERGUTZ (2004):
Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten. Heft 76, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Landwirtschaftsverlag, Münster, 275 Seiten.

SIMON, M. & K. KUGELSCHAFTER (1999):
Die Ansprüche der Zwergfledermaus (Pipistrellus pipistrellus) an ihr Winterquartier. Nyctalus (N.F.) **7**:102-111.

SKIBA, R. (1990):
Zur Verbreitung der Nordfledermaus, Eptesicus nilssoni (KEYSERLING & BLASIUS, 1839), im Schwarzwald der Bundesrepublik Deutschland. Myotis **28**:59-65.

SKIBA, R. (1995):
Zum Vorkommen der Nordfledermaus, Eptesicus nilssoni (KEYSERLING U. BLASIUS, 1839), in Süddeutschland. Nyctalus (N.F.) **5**:593-601.

SKIBA, R. (2007):
Die Fledermäuse im Bereich der Deutschen Nordsee unter Berücksichtigung der Gefährdungen durch Windenergieanlagen (WEA). Nyctalus (N.F.) **12** (12-13):199-220.

SKIBA, R. (2009):
Europäische Fledermäsue - Kennzeichen, Echoortung und Detektoranwendung. 648: Die Neue Brehm Bücherei. 2. Auflage. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 220 Seiten.

SKOV, H., K. D. CHRISTENSEN, E. M. JACOBSEN, J. MEISSNER & J. DURINCK (1998):
Fehmarn Belt Fehmarn Belt Feasibility Study, Investigation of Environmental Impact. Birds and Marine Mammals, Baseline Investigation. COWI-Lahmeyer.

SKOV, H., M. DESHOLM, S. HEINÄNEN, T. W. JOHANSEN & O. R. THERKILDSEN (2015):
Kriegers Flak Offshore Wind Farm Environmental Impact Assessment. Technical background report Birds and bats., Danish Center for Environment and Eneergy (DCE) and DHI, 198 Seiten.

SKOV, H., M. DESHOLM, S. HEINÄNEN, J. A. KAHLERT, B. LAUBEK, N. E. JENSEN, R. ZYDELIS & B. P. JENSEN (2016):
Patterns of migrating soaring migrants indicate attraction to marine wind farms. Biology Letters **12**:5.

SKOV, H., S. HEINÄNEN, T. NORMAN, R. WARD, S. MÉNDEZ-ROLDÁN & I. ELLIS (2018):
ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report – April 2018. The Carbon Trust, United Kingdom, 247 Seiten.

SKOV, H., S. HEINÄNEN, Ž. RAMŪNAS, J. BELLEBAUM, S. BZOMA, M. DAGYS, J. DURINCK, S. GARTHE, G. GRISHANOV, M. HARIO, J. J. KIECKBUSCH, J. KUBE, A. KURESOO, K. LARSSON, L. LUIGUJOE, W. MEISSNER, H. W. NEHLS, L. NILSSON, I. K. PETERSEN, M. M. ROOS, S. PIHL, N. SONNTAG, A. STOCK, A. STIPNIECE & J. WAHL (2011):
Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. TemaNord:550, 203 Seiten.

SKOV, H., S. B. LEONHARD, S. HEINÄNEN, R. ZYDELIS, N. E. JENSEN, J. DURINCK, T. W. JOHANSEN, B. P. JENSEN, B. L. HANSEN, W. PIPER & P. N. GRØN (2012):
Horns Rev 2 Monitoring 2010-2012. Migrating Birds. Orbicon, DHI, Marine Observers and Biola. Report commissioned by DONG Energy. 134 Seiten.

SKOV, H., G. VAITKUS, K. N. FLENSTED, G. GRISHANOV, A. KALAMEES, A. KONDRATYEV, M. LEIVO, L. LUIGUJOE, C. MAYR, J. F. RASMUSSEN, L. RAUDONIKIS, W. SCHELLER, P. O. SIDLO, A. STIPNIECE, J. STRUWE, B. UHL & B. WELANDER (2000):
Inventory of coastal and marine Important Bird Areas in the Baltic Sea. BirdLife International, Cambridge, 287 Seiten.

SMITH, T. I. J. (1985):
The fishery, biology and management of Atlantic sturgeon, Acipenser oxyrhynchus, in North America. Environmental Biology of Fishes **14**:61-72.

SMITH, T. I. J. & J. P. CLUGSTON (1997):
Status and management of Atlantic sturgeon, Acipenser oxyrinchus, in North America. Environmental Biology of Fishes **8**:335-346.

SONNTAG, N., N. MARKONES & S. GARTHE (2010):
Monitoringbericht 2010. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee - Teilbericht Seevögel. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ), Büsum; Außenstelle der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 52 Seiten.

SONNTAG, N., B. MENDEL & S. GARTHE (2006):
Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. Vogelwarte **44**:86-112.

SONNTAG, R. P., H. BENKE, A. R. HIBY, R. LICK & D. ADELUNG (1999):
Identification of the first harbour porpoise (Phocoena phocoena) calving ground in the North Sea. Journal of Sea Research **41**:225-232.

SØRENSEN, T. B. & C. C. KINZE (1994):
Reproduction and reproductive seasonality in Danish harbour porpoises, Phocoena phocoena. Ophelia **39** (3):159-176.

STALU VP (2024):
Genehmigung Nr. 1.6.1G-60.034/22-50 gemäß § 16 Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG i. V. m. 1.6.1.G Anhang 1 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4.BImSchV zur wesentlichen Änderung des Offshore-Windparks "Gennaker" mit 103 Offshore-Windenergieanlagen vom Typ Siemens SWT-8.0-154 (Genehmigung Nr. 1.6.1G-60.090/13-50 gemäß 4. BImSchG vom 15.05.2019). Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Vorpommern, Stralsund, 138 Seiten.

STEINHAUSER, D. (1999):
Erstnachweis einer Wochenstube der Nordfledermaus (Eptesicus nilssonii) im Land Brandenburg mit Hinweisen zur Ökologie dieser Fledermausart. Nyctalus (N.F.) **7**:208-211.

STEMPNIEWICZ, L. (1986):
The food intake of two Scoters Melanitta fusca and M. nigra wintering in the Gulf of Gdansk, Polish Baltic Coast. Vår Fågelvärd **11**:211-214.

STONE, E. L., S. HARRIS & G. JONES (2015):
Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges. Mammalian Biology **80**:213-219.

STONE, E. L., G. JONES & S. HARRIS (2009):
Street lighting disturbs commuting bats. Current Biology **19** (13):1123-1127.

STRUNK, P. (2006):
Managementerfahrung in der Kormorankolonie Niederhof. Fachtagung Kormorane 2006, Stralsund, 201-206.

SUBA, J., G. PETERSONS & J. RYDELL (2012):
Fly-and-forage strategy in the bat Pipistrellus nathusii during autumn migration. Acta Chiropterologica **14**:379-385.

SVEEGAARD, S., H. ANDREASEN, K. N. MOURITSEN, J. P. JEPPESEN, J. TEILMANN & C. C. KINZE (2012):
Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. Marine Biology **159** (5):1029-1037.

SVEEGAARD, S., A. GALATIUS, R. DIETZ, L. KYHN, J. C. KOBLITZ, M. AMUNDIN, J. NABE-NIELSEN, M.-H. S. SINDING, L. W. ANDERSEN & J. TEILMANN (2015):
Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. Global Ecology and Conservation **3**:839-850.

SVEEGAARD, S., J. TEILMANN, J. TOUGAARD, R. DIETZ, K. N. MOURITSEN, G. DESPORTES & U. SIEBERT (2011):
High-density areas for harbor porpoises (Phocoena phocoena) identified by satellite tracking. Marine Mammal Science **27** (1):230-246.

SVENSSON, L., K. MULLARNEY & D. ZETTERSTRÖM (2015):
Der Kosmos-Vogelführer - Alle Arten Europas, Nordafrikas und Voderasiens. 2. Auflage 2011. Aktualisierte Auflage 2015. Franckh-Kosmos-Verlag-GmbH & Co. KG, Stuttgart, 448 Seiten.

SWIFT, S. M. (1991):
Genus Plecotus (long-eared bats). *In:* G. B. Corbet and S. Harris, The handbook of British mammals, 3rd edn., The Mammal Society (Blackwell Scientific Publications), London, 130-138.

SWIFT, S. M. (1998):
Long-eared Bats. T & A. D. Poyser Ltd, London, UK, 182 Seiten.

SWIFT, S. M. & P. A. RACEY (1983):
Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (Chiroptera: Vespertilionidae) occupying the same roost Journal of Zoology **200**:249-259.

SYCH, R., R. BARTEL, K. BIENIARZ & J. MASTYNSKI (1996):
Project for the restoration of migratory fish species in Poland. (Projekt Restytucji Ryb Wedrwnych w Polsce). Ostracowanie Zespolowe: 40.

SZÈP, T., K. NAGY, Z. NAGY & G. HALMOS (2012):
Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance mi-grant an farmland birds during 1999–2012. Ornis Hungarica **20** (2):13-63.

SZOSTEK, L., R. VILELA, C. BAUCH, C. BURGER, A. DIEDERICHS, A. FREUND & A. BRAASCH (2024):
Auks in the German North Sea: Effects of Offshore Wind Farms. A study into Common Guillemot (Uria aalge) and Razorbill (Alca torda) distribution based on aerial and ship survey data in the German North Sea. Version V0.1. 20.11.2024. IBL Umweltplanung GmbH, BioConsult SH GmbH & Co. KG, Oldenburg, Husum, 75 Seiten.

TASKER, M. L., A. WEBB, A. J. HALL, M. W. PIENKOWSKI & D. R. LANGSLOW (1987):
Seabirds in the North Sea. Nature Conservation Council, PeterboroughSeiten.

TECH-WISE & ELSAM (2003):
Offshore Wind Farm. Horns Rev - Annual Status Report for the Environmental Monitoring Programme 1 January 2002 – 31 December 2002. No. NEI-DK--4671, Tech-wise A/S, Frederica, Denmark, 58 Seiten.

TEILMANN, J. (2000):
The behaviour and sensory abilities of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in relation to bycatch in Danish gillnet fishery. Ph.D. University of Southern Denmark, Odense.

TEILMANN, J. & J. CARSTENSEN (2012):
Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. Environmental Research Letters **7** (4).

TEILMANN, J., C. T. CHRISTIANSEN, S. KJELLERUP, R. DIETZ & G. NACHMAN (2013):
Geographic, seasonal, and diurnal surface behavior of harbor porpoises. Marine Mammal Science **29** (2):E60-E76.

TEILMANN, J., R. DIETZ, F. LARSEN, G. DESPORTES, B. M. GEERTSEN, L. W. ANDERSEN, P. AASTRUP, J. R. HANSEN & L. BUHOLZER (2004):
Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, 484, 86 Seiten.

TEILMANN, J. & S. SVEEGAARD (2016):
Marine mammals in the Baltic sea in relation to the Nord Stream 2 project - Baseline report. Aarhus University, Denmark, 52 Seiten.

THÜNEN INSTITUT FÜR OSTSEEFISCHEREI (2022):
Fischereisurvey-Daten BITS 2020-2021. Fischereisurvey-Daten BITS 2020-2021

TIPPMANN, H. & J. SCHULENBURG (1999):
Nordfledermaus, Eptesicus nilssonii. *In:* Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie & Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Sachsen e. V., Fledermäuse in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, 38-40.

TOPÁL, G. (2001):
Myotis nattereri (Kuhl, 1818) – Fransenfledermaus. *In:* F. Krapp, Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4: Fledertiere, Teil I: Chiroptera I, AULA-Verlag, Wiebelsheim, 405-442.

TOUGAARD, J., J. CARSTENSEN, O. D. HENRIKSEN, J. TEILMANN & J. R. HANSEN (2004):
Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm Annual Status Report 2003 to Elsam Engineering A/S. NERI Technical Report. Final version June 2004, National Environmental Research Institute, DDH Consulting A/S, Roskilde, 69 Seiten.

TOUGAARD, J., L. ROSAGER-POULSEN, M. AMUNDIN, F. LARSEN, J. RYE & J. TEILMANN. (2006):
Detection function of T-PODs and estimation of porpoise densities. ECS NEWSLETTER NO. 46 - SPECIAL ISSUE. Page 14 pp. *in* Proceedings of the workshop STATIC ACOUSTIC MONITORING OF CETACEANS Held at the 20th Annual Meeting of the European Cetacean Society. European Cetacean Society, Gdynia, Poland.

TRAPPMANN, C. & P. BOYE (2004):
Myotis nattereri (Kuhl, 1818) – Fransenfledermaus. *In:* F. Krapp and J. Niethammer, Die Fledermäuse Europas – Ein umfassendes Handbuch zur Biologie, Verbreitung und Bestimmung. Handbuch der Säugetiere Europas, AULA-Verlag, Wiebelsheim, 405-442.

TRAPPMANN, C. & G. CLEMEN (2001):
Beobachtungen zur Nutzung des Jagdgebiets der Fransenfledermaus Myotis nattereri (Kuhl, 1817) mittels Telemetrie. Acta Biologica Benrodis **11**:1-31.

TRESS, C. (1994):
Zum Wanderverhalten der Nordfledermaus (Eptesicus nilssonii, Keyserling u. Blasius 1839). Naturschutzreport **7** (2):367-372.

TÜV NORD (2025):
UVP-Bericht für das Projekt Offshore-Windpark Gennaker (15-MW-Turbinenklasse). TÜV NORD Umweltschutz GmbH & Co. KG.

UBA (2011):
Empfehlung von Lärmschutzwerten bei der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen (OWEA). Information Unterwasserlärm. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UNGER, B., D. NACHTSHEIM, N. RAMIREZ MARTINEZ, U. SIEBERT, S. SVEEGAARD, L. A. KYHN, J. DALGAARD BALLE, J. TEILMANN, J. CARLSTROM, K. OWEN & A. GILLES (2021):
MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden. Final report to Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management. 28 Seiten.

VILELA, R., C. BURGER, A. DIEDERICHS, F. BACHL, L. SZOSTEK, A. FREUND, A. BRAASCH, B. BECKERS, W. PIPER & G. NEHLS (2022):
Final Report. Divers (Gavia spp.) in the German North Sea: Recent Changes in Abundance and Effects of Offshore Wind Farms. A follow-up study into diver abundance and distribution based on aerial survey data in the German North Sea. BioConsult SH GmbH & Co. KG, School of Mathematics, University of Edinburgh, Edinburgh, Scotland, IBL Umweltplanung GmbH, Institut für angewandte Ökosystemforschung GmbH, Husum, 53 Seiten.

VILELA, R., C. BURGER, A. DIEDERICHS, G. NEHLS, F. BACHL, K. L. SZOSTEK, A. FREUND, A. BRAASCH, J. BELLEBAUM, B. BECKERS & W. PIPER (2020):
Final Report. Divers (Gavia spp.) in the German North Sea: Changes in Abundance and Effects of Offshore Wind Farms: A study into diver abundance and distribution based on aerial survey data in the German North Sea. BioConsult SH GmbH & Co. KG (mainly responsible for the report), School of Mathema□cs, University of Edinburgh, Edinburgh, Scotland, IBL Umweltplanung GmbH, Ins□tut für angewandte Ökosystemforschung GmbH, Husum, 96 Seiten.

VIQUERAT, S., A. GILLES, H. HERR & U. SIEBERT (2015):
Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee. Teil A: Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung Büsum, 17-58 Seiten.

VIQUERAT, S., H. HERR, A. GILLES, V. PESCHKO, U. SIEBERT, S. SVEEGAARD & J. TEILMANN (2014):
Abundance of harbour porpoises (Phocoena phocoena) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Marine Biology **161** (4):745-754.

VLADYKOV, V. D. & J. R. GREELEY (1963):
Order Acipenseroidei. *In:* H. B. Bigelow, C. M. Breder, D. M. Cohen, G. W. Mead, D. Merriman, Y. H. Olsen, W. C. Schroeder, P. Schultz and J. Tee-Van, Fishes of the Western North Atlantic, Memoir 1, Part Three, Sears Foundation for Marine Research, Yale University, New Haven, 24-60.

VOIGT, C. C., C. AZAM, J. DEKKER, J. FERGUSON, M. FRITZE, S. GAZARYAN, F. HÖLKER, G. JONES, N. LEADER, D. LEWANZIK, H. J. G. A. LIMPENS, F. MATHEWS, J. RYDELL, H. SCHOFIELD, K. SPOELSTRA & M. ZAGMAJSTER (2018):
Guidelines for consideration of bats in lighting projects. EUROBATS Publication Series No. 8, UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, 62 Seiten.

VÖKLER, F. (2014):
Zweiter Brutvogelatlas des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern (OAMV) eV, 471 Seiten.

VÖKLER, F., B. HEINZE, D. SELLIN & H. ZIMMERMANN (2014):
Rote Liste der Brutvögel Mecklenburg-Vorpommerns. 3. Fassung. Stand Juli 2014. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, 51 Seiten.

VON HELVERSEN, O. & M. HOLDERIED (2003):
Zur Unterscheidung von Zwergfledermaus (Pipistrellus pipistrellus) und Mückenfledermaus (Pipistrellus mediterraneus/pygmaeus) im Feld. Nyctalus (N.F.) **8** (420-426):420.

VON NORDHEIM, H. & D. BOEDEKER. (1998):
Umweltvorsorge bei der marinen Sand- und Kiesgewinnung. Tagungsband. Page 86 *in* BLANO-Workshop 1998 "Umweltvorsorge bei mariner Sand- und Kiesentnahme“. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Insel Vilm.

VON RÖNN (2001):
Zug- und Rastvögel der Greifswalder Oie. Seevögel **22** (Sonderheft 1):58-107.

WAHL, J., J. BLEW, S. GARTHE, K. GÜNTHER, J. MOOIJ & C. SUDFELDT (2003):
Überwinternde Wasser- und Watvögel in Deutschland: Bestandsgrößen und Trends ausgewählter Vogelarten für den Zeitraum 1990-2000. Ber. Vogelschutz **40**:91-103.

WALTER, G., H. MATTHES & M. JOOST (2005):
Fledermauszug über Nord- und Ostsee. Natur und Landschaft **41**:12-21.

WALTER, G., H. MATTHES & M. JOOST (2007):
Fledermauszug über Nord- und Ostsee - Ergebnisse aus Offshore-Untersuchungen und deren Einordnung in das bisher bekannte Bild zum Zuggeschehen. Nyctalus **12**:221-233.

WARREN, R. D., D. A. WATERS, J. D. ALTRINGHAM & D. J. BULLOCK (2000):
The distribution of Daubenton's bats (Myotis daubentonii) and pipistrelle bat (Pipistrellus pipistrellus) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat. Biological Conservation **92**:85-91.

WATERSTRAAT, A., A. BÖRST, M. KRAPPE, T. SCHAARSCHMIDT & H. M. WINKLER (2015):
Rote Liste der Neunaugen, Süßwasser- und diadromen Wanderfische Mecklenburg-Vorpommerns. LUNG M-V, 92 Seiten.

WEISHAAR, M. (1989):
Fortpflanzungsnachweis der Nordfledermaus (Eptesicus nilssoi, KEYSERLING und BLASIUS 1839) in Rheinland-Pfalz. Dendrocopos **16** (3-4).

WEIß, R. (2014):
Die Brutbestandsentwicklung des Kranichs Grus grus auf der Insel Rügen von 2001 bis 2013. Ornithologischer Rundbrief Mecklenburg-Vorpommern **48** (Sonderheft 1):44-47.

WEISSHAUPT, N., A. M. DOKTER, J. ARIZAGA & M. MAURI (2018):
Effects of a sea barrier on large-scale migration patterns studied by a network of weather radars. Bird Study **65**:232-240.

WELCKER, J. (2019):
Patterns of nocturnal bird migration in the German North and Baltic Seas. ProBIRD report 2. BioConsult SH, Husum, 70 Seiten.

WELCKER, J. & R. VILELA (2020):
ProBIRD. Prognose des regionalen und lokalen Vogelzugs und des kumulativen Vogelschlagrisikos an Offshore-Windenergieanlagen. Endbericht BioConsult SH GmbH & Co. KG, Hsuum, 72 Seiten.

WESTGATE, A. J., A. J. READ, P. BERGGREN, H. N. KOOPMAN & D. E. GASKIN (1995):
Diving behaviour of harbour porpoises, Phocoena phocoena. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences **52**:1064-1073.

WETLANDS INTERNATIONAL (2018):
Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area. 143 Seiten.

WIGGELINKHUIZEN, E. J., L. W. M. M. RADEMAKERS, S. A. M. BARHORST, H. J. DEN BOON, S. DIRKSEN & H. SCHEKKERMAN (2006):
WT-Bird: Bird collision recording for offshore wind farms. Report ECN-RX-06-060. Energy research Center of the Netherlands.

WINKLER, H. M. & H. SCHRÖDER (2003):
Die Fischfauna der Ostsee, Bodden und Haffe. *In:* R. Thiel, Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee. Meer und Museum - Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums, 17, Deutsches Meeresmuseum, Stralsund, 25-35.

WINKLER, H. M., A. WATERSTRAAT & N. HAMANN (2002):
Rote Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfische Mecklenburg-Vorpommerns. Kommentiert. Stand 2002. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin (Germany), 48 Seiten.

WINTER, H. V., G. AARTS & O. A. VAN KEEKEN (2010):
Residence time and behaviour of sole and cod in the Offshore Wind farm Egmond aan Zee (OWEZ). IJmuiden, Nl: NordzeeWind, IMARES Wageningen UR, 50 Seiten.

WISNIEWSKA, D. M., M. JOHNSON, J. TEILMANN, U. SIEBERT, A. GALATIUS, R. DIETZ & P. T. MADSEN (2018):
High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (Phocoena phocoena). Proceedings of Royal Society B **285**.

ZAPETIS, M. & A. SZESCIORKA (2018):
Cetacean Navigation. *In:* J. Vonk and T. K. Shackelford, Encyclopedia of Animal Cognition and Behaviour, Springer, Cham.

ZUCCO, C. & T. MERCK (2004):
Ökologische Effekte von Offshore-Windkraftanlagen. Eine Übersicht zur aktuellen Kenntnislage (Stand: März 2004). Naturschutz und Landschaftsplanung **36** (9):261-269.

9.2 Gesetze / Richtlinien / Normen / Erlasse / Merkblätter

Sämtliche Gesetze sind in der bei Unterlagenerstellung gültigen Fassung verwendet worden.

ASCOBANS:

Abkommen zur Erhaltung der Kleinwale in der Nord- und Ostsee, des Nordostatlantiks und der Irischen See vom 31. März 1992 (BGBl. 1993 II S. 1113) in der aktuell geltenden Fassung.

BUNDESNATURSCHUTZGESETZ:

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), in der aktuell geltenden Fassung.

EEG:

Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBI. S. 1066)

FFH-RICHTLINIE:

Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, FFH-Richtlinie, ABl. L 20 206 vom 22.7.1992, in der aktuell geltenden Fassung.

HELSINKI-KONVENTION:

Konvention zum Schutz der marinen Umwelt der im Gebiet der Ostsee, 1992.

VOGELSCHUTZRICHTLINIE:

Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten (VRL), ABl. L 20 vom 26.1.2010, in der aktuell geltenden Fassung.

10 Anhang

10.1 Abschichtungstabelle FFH-Arten

Tabelle A-1: Relevanzprüfung für Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Amphibien							
Bombina bombina	Rotbauchunke	-	2	-	-	-	Nein - keine Laichgewässer und Überwinterungsplätze vorhanden, nur marin-aquatische Lebensräume betroffen
Bufo calamita	Kreuzkröte	-	2	-	-	-	
Bufo viridis	Wechselkröte	-	2	-	-	-	
Hyla arborea	Laubfrosch	-	3	-	-	-	
Pelobates fuscus	Knoblauchkröte	-	3	-	-	-	
Rana arvalis	Moorfrosch	-	3	-	-	-	
Rana dalmatina	Springfrosch	-	1	-	-	-	
Rana lessonae	Kleiner Wasserfrosch	-	2	-	-	-	
Triturus cristatus	Kammmolch	-	2	-	-	-	
Reptilien							
Coronella austriaca	Schlingnatter	-	1	-	-	-	
Lacerta agilis	Zauneidechse	-	2	-	-	-	

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Emys orbicularis	Europäische Sumpfschildkröte	-	1	-	-	-	Nein - nur marin-aquatische Lebensräume betroffen
Fledermäuse							
Barbastella barbastellus	Mopsfledermaus	-	1	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Eptesicus nilsoni	**Nordfledermaus**	**-**	**3**	**po**	**Ja**	**-**	nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009), Nahrungs- und Jagdflüge möglich
Eptesicus serotinus	**Breitflügelfledermaus**	**-**	**1**	**po**	**Ja**	**-**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Myotis brandtii	**Große Bartfledermaus**	**-**	**2**	**po**	**Ja**	**-**	nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009), Nahrungs- und Jagdflüge möglich

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Myotis daubentonii	**Wasserfledermaus**	-	4	po	-	-	Nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt, aber Aktivitäten nachgewiesen (AHLÉN et al. 2009)
Myotis dasycneme	**Teichfledermaus**	**-**	**0**	**po**	**Ja**	**-**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Myotis myotis	Großes Mausohr	-	2	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Myotis mystacinus	Kleine Bartfledermaus	-	1	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Myotis nattereri	Fransenfledermaus	**-**	**-**	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Nyctalus leisleri	**Kleinabendsegler**	**-**	**1**	**po**	**Ja**	**Ja**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Nyctalus noctula	**Abendsegler**	**-**	**3**	**po**	**Ja**	**Ja**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Pipistrellus nathusii	**Rauhautfledermaus**	**-**	**4**	**po**	**Ja**	**Ja**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Pipistrellus pipistrellus	**Zwergfledermaus**	**-**	**4**	**po**	**Ja**	**Ja**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Pipistrellus pygmaeus	**Mückenfledermaus**	**-**	**-**	**po**	**Ja**	**Ja**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Plecotus auritus	Braunes Langohr	-	4	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Plecotus austriacus	Graues Langohr	-	-	-	-	-	nein – nicht als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Vespertilio murinus	**Zweifarbfledermaus**	**-**	**1**	**po**	**Ja**	**-**	als Langstreckenzieher über Ostsee bekannt (AHLÉN et al. 2009)
Weichtiere							
Anisus vorticulus	Zierliche Tellerschnecke	-	1	-	-	-	Nein - nur marin-aquatische Lebensräume betroffen
Unio crassus	Gemeine Flussmuschel	-	1	-	-	-	
Libellen							
Aeshna viridis	Grüne Mosaikjungfer	-	2	-	-	-	Nein- keine besiedelbaren Lebensräume im Umfeld des Vorhabens
Gomphus flavipes	Asiatische Keiljungfer	-	-	-	-	-	
Leucorrhinia albifrons	Östliche Moosjungfer	-	1	-	-	-	
Leucorrhinia caudalis	Zierliche Moosjungfer	-	0	-	-	-	
Leucorrhinia pectoralis	Große Moosjungfer	-	2	-	-	-	
Sympecma paedisca	Sibirische Winterlibelle	-	1	-	-	-	
Käfer							

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Cerambyx cerdo	Großer Eichenbock	-	1	-	-	-	Nein- keine besiedelbaren Lebensräume im Umfeld des Vorhabens
Dytiscus latissimus	Breitrand	-	-	-	-	-	
Graphoderus bilineatus	Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer	-	-	-	-	-	
Osmoderma eremita	Eremit, Juchtenkäfer	-	4	-	-	-	
Falter							
Lycaena dispar	Großer Feuerfalter	-	2	-	-	-	Nein- keine besiedelbaren Lebensräume im Umfeld des Vorhabens
Lycaena helle	Blauschillernder Feuerfalter	-	0				
Proserpinus proserpina	Nachtkerzenschwärmer	-	4				
Meeressäuger							
Phocoena phocoena	**Schweinswal**	**x**	**2**	**po**	**ja**	**ja**	**nachgewiesen, Störung nicht auszuschließen, kein Aufzuchtgebiet**
Landsäuger							
Castor fiber	Biber	-	3	-	-	-	Nein- keine besiedelbaren Lebensräume im Umfeld des Vorhabens
Lutra lutra	Fischotter	-	2				
Muscardinus avellanarius	Haselmaus	-	0				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	BArtSchV Anl. 1, Sp. 3	RL M-V	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen= ja / erforderlich= e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit bzw. Ausschluss der Art]
Canis lupus	Europäischer Wolf	-	0				
Fische und Rundmäuler							
Acipenser oxyrinchus	**Atlantischer Stör**	**-**	**0**	**po**	**ja**	**-**	**Durchzug möglich**
Gefäßpflanzen							
Angelica palustris	Sumpf-Engelwurz	-	1	-	-	-	Nein - nur marin-aquatische Lebensräume betroffen
Apium repens	Kriechender Scheiberich, - Sellerie	-	2				
Cypripedium calceolus	Frauenschuh	-	R				
Jurinea cyanoides	Sand-Silberscharte	-	1				
Liparis loeselii	Sumpf-Glanzkraut, Torf-Glanzkraut	-	2				
Luronium natans	Schwimmendes Froschkraut	-	1				

Erläuterungen:

Verordnung (EG) Nr. 338/97 des Rates vom 9. Dezember 1996 über den Schutz von Exemplaren wildlebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels (ABl. EG Nr. L 61 S. 1 vom 3.3.1997) zuletzt geändert durch VO (EG) Nr. 318/2008 der Kommission vom 31.3.2008 -Amtsblatt der EU L93, S.3ff..

FFH-RL: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206/7 vom 22.7.1992) zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105 EG des Rates vom 20.11.2006 (anlässlich des EU-Beitritts Bulgariens und Rumäniens zum 1.1.2007) -Amtsblatt der EU L 363, S. 368 ff. (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie), Art gelistet in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

BArtSchV Anl. 1 Sp. 3: Art gelistet in Anlage 1, Spalte 3 der Bundesartenschutzverordnung

RL M-V: Abkürzungen der RL: 0 ausgestorben bzw. verschollen

1 vom Aussterben bedroht

2 stark gefährdet

3 gefährdet

4 potenziell bedroht

- in der jeweiligen RL nicht gelistet

R extrem selten

po: Potenzielles Vorkommen: Vorkommen im Untersuchungsraum möglich, d. h. ein Vorkommen ist nicht sicher auszuschließen und auf Grund der Lebensraumausstattung des Gebietes und der Verbreitung der Art in M-V nicht unwahrscheinlich

10.2 Abschichtungstabelle Europäische Vogelarten

Tabelle A-2:Relevanzprüfung für Europäische Vogelarten (nach FROELICH & SPORBECK 2010; Arten, für die eine nähere Prüfung erforderlich ist, sind durch Fettdruck hervorgehoben)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Accipiter gentilis	Habicht	x			*		-	-	-	nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Accipiter nisus	**Sperber**	**x**			*****	*****	**po**	**Ja**	**Ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Acrocephalus arundinaceus	Drosselrohrsänger			x	*	V	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Acrocephalus paludicola	Seggenrohrsänger		x	x	0	2				
Acrocephalus palustris	Sumpfrohrsänger				*	*				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Acrocephalus schoenobaenus	Schilfrohrsänger			x	V	V				
Acrocephalus scirpaceus	Teichrohrsänger				V	*				
Acitis hypoleucos	**Flussuferläufer**			**x**	**V**		**po**	**Ja**	**Ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Aegithalos caudatus	Schwanzmeise				*	*				nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Aegolius funereus	Raufußkauz	x	x		*	*				
Aix galericulata	Mandarinente				-	-	-	-	-	nein - in der Region nicht ansässig
Aix sponsa	Brautente				-	-				
Alauda arvensis	**Feldlerche**				**3**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Alca torda	**Tordalk**				**-**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Zug-/Rastvogel des Gebietes - behandelt**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Alcedo atthis	Eisvogel		x	x	*	*	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Anas acuta	**Spießente**				**1**	**V**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anas clypeata	**Löffelente**				**2**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anas crecca	**Krickente**				**2**	**3**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anas penelope	**Pfeifente**				**R**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anas platyrhynchos	**Stockente**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anas querquedula	**Knäkente**	**X**			**2**	**2**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Anas strepera	Schnatterente				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Anser albifrons	Blässgans				-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Anser anser	Graugans				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Anser fabalis	Saatgans				-	2	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Apus apus	Mauersegler				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Ardea cinerea	Graureiher				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Aythya ferina	Tafelente				2	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Aythya fuligula	Reiherente				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Aythya marila	Bergente				-	R	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Branta canadensis	**Kanadagans**				**-**	**-**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Branta leucopsis	**Weißwangengans**				**-**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Bucephala clangula	**Schellente**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Buteo buteo	**Mäusebussard**	**x**			*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
***Calidris alpina* ssp. schinzii**	**Kleiner Alpenstrandläufer**			**x**	**1**	**1**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
***Calidris alpina* ssp alpina**	**Nordischer Alpenstrandläufer**			**x**	**1**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anser erythropus	Zwerggans				-	1	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Anthus campestris	Brachpieper		x	x	1	2				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Anthus pratensis	**Wiesenpieper**				**2**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Anthus trivialis	**Baumpieper**				**3**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Aquila chrysaetus	Steinadler				0	2				nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Aquila clanga	Schelladler				R	-				
Aquila pomarina	Schreiadler	x	x		1	1				
Arenaria interpres	Steinwälzer				0	*				
Asio flammeus	**Sumpfohreule**	**x**	**x**		**1**	**1**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Asio otus	Waldohreule	x			*	*	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben, kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Athene noctua	Steinkauz	x			0	1				
Aythya nyroca	Moorente	x	x	x	1	1				
Bonasa bonasia	Haselhuhn		x		0	-				
Botaurus minutus	Zwergdommel		x	x	1	1				
Botaurus stellaris	Rohrdommel		x	x	*	3				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Bubo bubo	Uhu	x	x		3	-				
Burhinus oedicnemus	Triel				0	1				
Buteo lagopus	Rauhfußbussard				-	2				
Caprimulgus europaeus	Ziegenmelker		x	x	1	V				
Carpodacus erythrinus	Karmingimpel			x	*	*				
Certhia brachydactyla	Gartenbaumläufer				*	*				
Certhia familiaris	Waldbaumläufer				*	*				
Charadrius alexandrinus	Seeregenpfeifer				1	1				
Chlidonias hybridus	Weißbart-Seeschwalbe		x		R	*				
Ciconia ciconia	Weißstorch		x	x	2	3				
Ciconia nigra	Schwarzstorch	x	x		1	V				
Cinclus cinclus	Wasseramsel				-	2				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Circaetus gallicus	Schlangenadler				0	1				
Circus pygargus	Wiesenweihe	x	x		1	V				
Columba oenas	Hohltaube				*	*				
Carduelis cannabina	**Bluthänfling**				**V**	**V**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Carduelis carduelis	**Stieglitz**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Carduelis chloris	**Grünfink**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Carduelis flammea	**Birkenzeisig**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Carduelis spinus	**Erlenzeisig**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Charadrius dubius	**Flussregenpfeifer**			**x**	*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Charadrius hiaticula	**Sandregenpfeifer**			**x**	**1**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Chlidonias niger	**Trauerseeschwalbe**		**x**	**x**	**1**	**2**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Circus aeruginosus	**Rohrweihe**	**x**	**x**		*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Circus cyaneus	**Kornweihe**	**x**	**x**		**1**	**2**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Circus macrourus	**Steppenweihe**				**-**	**-**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Coccothraustes coccothr.	**Kernbeißer**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
***Columba livia* f. dom.**	**Haustaube**				**-**	**-**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Columba palumbus	**Ringeltaube**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Corvus corax	Kolkrabe				*	*	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Cortunix cortunix	Wachtel				*	V				
Crex crex	Wachtelkönig		x	x	3	3				
Cuculus canorus	Kuckuck				*	3				
Dendrocopus major	Buntspecht				*	*				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Dendrocopus medius	Mittelspecht				*	-				
Dendrocopos minor	Kleinspecht				*	*				
Dryocopus martius	Schwarzspecht		x	x	*	-				
Emberiza hortulana	Ortolan		x	x	3	3				
Falco vespertinus	Rotfußfalke	x			-	*				
Ficedula parva	Zwergschnäpper				2	V				
Fulica atra	Bläss-huhn/Blessralle				V	*				
Galerida cristata	Haubenlerche			x	2	-				
Gallinago gallinago	Bekassine			x	1	V				
Gallinula chloropus	Teichhuhn			x	*	*				
Garrulus glandarius	Eichelhäher				*	*				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Glaucidium passerinum	Sperlingskauz	x	x		-	-				
Corvus corone	**Aaskrähe/ Nebelkrähe**				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Corvus frugilegus	**Saatkrähe**				3	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Corvus monedula	**Dohle**				V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Cygnus bewickii	**Zwergschwan**				-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Cygnus cygnus	**Singschwan**		x	x	-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Cygnus olor	**Höckerschwan**				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Delichon urbica	**Mehlschwalbe**				V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Emberiza citrinella	**Goldammer**				V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Emberiza schoeniclus	Rohrammer				V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Erithacus rubecula	Rotkehlchen				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Falco peregrinus	Wanderfalke				3	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Falco subbuteo	Baumfalke	x			*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Falco tinnunculus	Turmfalke	x			*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Ficedula hypoleuca	Trauerschnäpper				3	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Fringilla coelebs	Buchfink				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Fringilla montifringilla	Bergfink				-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Gavia arctica	Prachttaucher				-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Gavia stellata	Sterntaucher				-	2	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Grus grus	Kranich	x	x		*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Haematopus ostralegus	Austernfischer				2	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Haliaeetus albicilla	Seeadler	x	x		*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Hirundo rustica	Rauchschwalbe				V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Ixobrychus minutus	Zwergdommel				1	1	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Larus argentatus	Silbermöwe				*	*	po	ja	ja	Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft
Larus canus	Sturmmöwe				3	*	po	ja	ja	Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Larus melanocephalus	**Schwarzkopfmöwe**		**x**		**R**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Larus marinus	**Mantelmöwe**				**R**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Larus minutus	**Zwergmöwe**		**x**		**R**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Larus ridibundus	**Lachmöwe**				**V**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Limosa limosa	**Uferschnepfe**			**x**	**1**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Himantopus himantopus	Stelzenläufer		x	x	-	-	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Hippolais icterina	Gelbspötter				2	*				
Jynx torquilla	Wendehals			x	2	3				
Lanius collurio	Neuntöter		x		V	*				
Lanius excubitor	Raubwürger			x	3	2				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Lanius minor	Schwarzstirnwürger		x	x	0	2				
Lanius senator	Rotkopfwürger			x	0	1				
Locustella fluviatilis	Schlagschwirl				*	*				
Locustella luscinioides	Rohrschwirl			x	*	*				
Locustella naevia	Feldschwirl				2	*				
Loxia curvirostra	Fichtenkreuzschnabel				*	*				
Lullula arborea	**Heidelerche**		**x**	**x**	*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Luscinia luscinia	Sprosser				*	*				nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und
Luscinia megarhynchos	Nachtigall				*	*				
Luscinia svecica	Blaukehlchen		x	x	*	2				
Lymnocyptes minimus	Zwergschnepfe			x	-	3				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Merops apiaster	Bienenfresser			x	-	*				Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Melanitta fusca	**Samtente**				**-**	**1**	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Melanitta nigra	**Trauerente**				**-**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Mergellus albellus	**Zwergsäger**		**x**		**-**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Mergus merganser	**Gänsesäger**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Mergus serrator	**Mittelsäger**				**1**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Milvus milvus	**Rotmilan**		**x**		**V**	**3**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Motacilla alba	**Bachstelze**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Motacilla cinerea	Gebirgsstelze				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Muscicapa striata	Grauschnäpper				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Netta rufina	Kolbenente				*	R	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Numenius arquata	Großer Brachvogel			x	1	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Oenanthe oenanthe	Steinschmätzer				1	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Oriolus oriolus	Pirol				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Pandion haliaetus	Fischadler	x	x		*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Parus caeruleus	Blaumeise				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Parus major	Kohlmeise				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Passer domesticus	**Haussperling**				**V**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Passer montanus	**Feldsperling**				**3**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Miliaria calandra	Grauammer			x	V	*	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Milvus migrans	Schwarzmilan	x	x		*	*				
Motacilla citreola	Zitronenstelze				-	-				
Motacilla flava	**Wiesenschafstelze**				**V**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Muscicapa parva	Zwergschnäpper		x	x	2	V				nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und
Nucifraga caryocatactes	Tannenhäher				R	*				
Panurus biarmicus	Bartmeise				*	*				
Parus ater	Tannenmeise				*	*				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Parus cristatus	Haubenmeise				*	*				Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Parus montanus	Weidenmeise				V	*				
Parus palustris	Sumpfmeise				*	*				
Perdix perdix	Rebhuhn				2	*				
Phalaropus lobatus	Odinshühnchen		x	x	⁑	*				
Phasianus colchicus	Fasan				-	-				
Philomachus pugnax	**Kampfläufer**		**x**	**x**	**1**	**3**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Phylloscopus sibilatrix	Waldlaubsänger				3	*				nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Pica pica	Elster				*	*				
Pernis apivorus	**Wespenbussard**	**x**	**x**		**3**	**V**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Phalacrocorax carbo	**Kormoran**				*	*	po	ja	ja	**Als Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Phoenicurus ochruros	**Hausrotschwanz**				*	*	po	ja	ja	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Phoenicurus phoenicurus	**Gartenrotschwanz**				*	*	po	ja	ja	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Phylloscopus collybita	**Zilpzalp**				*	*	po	ja	ja	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Phylloscopus trochilus	**Fitis**				*	*	po	ja	ja	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Pluvialis apricaria	**Goldregenpfeifer**		x	x	0	1	po	ja	ja	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Picus canus	Grauspecht		x	x	-	-	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und
Picus viridis	Grünspecht			x	*	-				
Podiceps nigricollis	Schwarzhalstaucher			x	*	*				

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Porzana parva	Kleines Sumpfhuhn/ Kleine Ralle		x	x	*	3				Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Porzana porzana	Tüpfelsumpfhuhn		x	x	*	3				
Porzana pusilla	Zwergsumpfhuhn				2	2				
Psittacula krameri	Halsbandsittich				-	-				
Rallus aquaticus	Wasserralle				*	V				
Recurvirostra avosetta	Säbelschnäbler		x	x	*	*				
Regulus ignicapillus	Sommergoldhähnchen				*	*				
Remiz pendulinus	Beutelmeise				2	*				
Saxicola rubetra	Braunkehlchen				3	V				
Saxicola torquata	Schwarzkehlchen				*	*				
Scolopax rusticola	**Waldschnepfe**				**2**	**V**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Serinus serinus	Girlitz				*	*	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Sitta europaea	Kleiber				*	*				
Streptopelia decaocto	Türkentaube				*	*				
Podiceps auritus	**Ohrentaucher**				**-**	**R**	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Podiceps cristatus	**Haubentaucher**				**V**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Podiceps grisegena	**Rothalstaucher**			**x**	**V**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Rastvogel und im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Prunella modularis	**Heckenbraunelle**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Pyrrhula pyrrhula	**Gimpel**				**3**	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Regulus regulus	Wintergoldhähnchen				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Riparia riparia	Uferschwalbe			x	V	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sterna albifrons	Zwergseeschwalbe		x	x	2	2	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sterna caspia	Raubseeschwalbe		x	x	R	R	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sterna hirundo	Flusseeschwalbe		x	x	*	3	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sterna paradisaea	Küstenseeschwalbe		x	x	1	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sterna sandvicensis	Brandseeschwalbe		x	x	1	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sturnus vulgaris	Star				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Sylvia curruca	Klappergrasmücke				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Tadorna tadorna	**Brandgans**				*****	**1**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Streptopelia turtur	Turteltaube	x			2	V	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Strix aluco	Waldkauz	x			*	-				
Sylvia atricapilla	Mönchsgrasmücke				*	*				
Sylvia borin	Gartengrasmücke				*	*				
Sylvia communis	Dorngrasmücke				*	*				
Sylvia nisoria	Sperbergrasmücke		x	x	*	V				
Tachybaptus ruficollis	Zwergtaucher				*	*				
Turdus viscivorus	Misteldrossel			x	*	*	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Tyto alba	Schleiereule	x			3	-	-	-	-	nein – rein marines Vorhaben kein Bezug zu Nahrungs-, Aufzuchts- und Brutgebieten – Vogelzug nicht betroffen
Tringa glareola	**Bruchwasserläufer**		**x**		**0**	**V**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Tringa ochropus	**Waldwasserläufer**			**x**	*****	*	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Tringa totanus	**Rotschenkel**			**x**	**2**	**3**	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Troglodytes troglodytes	**Zaunkönig**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Turdus iliacus	**Rotdrossel**				**-**	*	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**
Turdus merula	**Amsel**				*****	*****	**po**	**ja**	**ja**	**Im Steckbrief Zugvögel geprüft**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	EG-VO 338/97Anh. A	VS-RL Anh. I	BArtSchV, Anl. 1, Sp. 3 [streng geschützt]	RL Brutvögel MV (VÖKLER et al. 2014)	RL wandernder Vogelarten Deutschlands (HÜPPOP et al. 2013)	Potenzielles Vorkommen im Vorhabengebiet [po]	Empfindlichkeit gegenüber Projektwirkungen / Beeinträchtigungen durch Vorhaben möglich	Vorkommen im UR, erfolgter Nachweis im Bereich des Vorhabens [Art im Wirkraum durch Bestandserfassung nachgewiesen = ja / erforderlich = e]	Prüfung der Verbotstatbestände notwendig [ggf. Kurzbegründung für Nichtbetroffenheit]
Turdus philomelos	Singdrossel				*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Turdus pilaris	Wacholderdrossel			x	*	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Upupa epops	Wiedehopf			x	2	3	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Uria aalge	Trottellumme				-	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Vanellus vanellus	Kiebitz			x	2	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Clangula hyemalis	Eisente	x			-	V	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Somateria mollissima	Eiderente	x			R	*	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft
Cepphus grylle	Gryllteiste	x			-	1	po	ja	ja	Im Steckbrief Zugvögel geprüft