

Artenschutzrechtlicher Fachbeitrag (AFB)

für das 1. und 2. Untersuchungsjahr der Basisaufnahme zum Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Windanker“

Spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP)



Stand 27.11.2015



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

Angaben zur Auftragsbearbeitung

Auftraggeber: Iberdrola Renovables Deutschland GmbH
Charlottenstraße 63
10117 Berlin-Mitte

Ansprechpartner: Sergej Drechsel
Telefon: +49 30 7676732-50
E-Mail: s.drechsel@iberdrola.de

AFB – Spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP)

Auftragsnummer: P128010

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

Projektleiter: Dr. Andreas Schmidt
Telefon: +49 04321390-30
E-Mail: a.schmidt@ifaoe.de

Bearbeiter: Dipl.-Geoökol. Julia Bochow
Telefon: 0381 252312-04
E-Mail: bochow@ifaoe.de

Fertigstellungsdatum: 27.11.2015

Version	Datum	Dokumentbeschreibung	erstellt	geprüft	freigegeben
0	20.11.2015	Prüffassung	JUB	FWO	FWO
1	27.11.2015	Endfassung	MAW	FWO	FWO

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	Anlass und Aufgabenstellung sowie rechtliche Grundlagen 1
1.1	Anlass und Aufgabenstellung 1
1.2	Rechtliche Grundlagen 3
2	Methodik 4
2.1	Artenschutzprüfung 4
2.2	Datengrundlagen 5
3	Darstellung der Wirkungen des Vorhabens 6
4	Spezielle Artenschutzprüfung 8
4.1	Vorprüfung 8
4.1.1	Potenziell betroffene Arten 8
4.1.2	Meeressäuger 8
4.1.3	Fledermäuse 9
4.1.4	Vögel 11
4.1.5	Fische und Makrozoobenthos 13
5	Konfliktanalyse 13
5.1	Meeressäuger 13
5.1.1	Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen 13
5.1.2	Verbreitung und Lebensraum der Arten 15
5.1.3	Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung 19
5.1.4	Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung 19
5.1.5	Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten 19
5.1.6	Fazit 20
5.2	Fledermäuse 20
5.2.1	Spezifische Wirkungen des Vorhabens und Vermeidungsmaßnahmen 20
5.2.2	Verbreitung und Lebensraum der Arten 21
5.2.3	Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung 24
5.2.4	Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung 25
5.2.5	Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten 25
5.2.6	Fazit 25
5.3	Rastvögel 25
5.3.1	Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen 25
5.3.2	Verbreitung und Lebensraum der Arten 26
5.3.3	Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung 30
5.3.4	Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung 33
5.3.5	Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- / Ruhestätten 34
5.3.6	Fazit 36
5.4	Zugvögel 36

5.4.1	Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen	36
5.4.2	Verbreitung und Lebensraum der nachgewiesenen Arten	37
5.4.3	Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung	39
5.4.4	Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung	41
5.4.5	Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten	41
5.4.6	Fazit	41
6	Zusammenfassung	42
7	Literaturverzeichnis	43

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 1: Eckpunktkoordinaten des Vorhabensgebietes des Offshore-Windparks „Windanker“ (ohne Sicherheitszone, WGS84, Stand 13.11.2015)	1
Tab. 2: Eckdaten des Offshore-Windparks „Windanker“	2
Tab. 3: Fachgutachten zum Vorhaben „Windanker“	5
Tab. 4: Über offener See beobachtete Fledermausarten im Ostseeraum (AHLÉN et al. 2009)	10
Tab. 5: Rastvögel zur Übernahme in die Konfliktanalyse	11
Tab. 6: Übersicht der beurteilungsrelevanten Pegelgrößen bei der Verwendung der Fundamente der OWEA mit einem Durchmesser von 8 m bzw. 10 m bei einer max. Rammenergie von 1.800 kJ bzw. 2.100 kJ ohne Verwendung eines Schallschutzsystems in 750 m Entfernung (ITAP 2015)	14
Tab. 7: Gegenüberstellung ausgewählter Rastvogelbestände im Vorhabensgebiet „Windanker“ zzgl. 2 km-Pufferzone (IFAÖ 2013c, 2014a) mit den 1%-Werten der biogeografischen Populationen und den Beständen der deutschen Ostsee	26
Tab. 8: Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum (Angaben gelten nur für die Herbstsaison; nach HEATH et al. 2000 und SKOV et al. 1998) (IFAÖ 2010)	37

Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 1: Lage des Vorhabensgebietes „Windanker“ in der deutschen AWZ der Ostsee	1
Abb. 2: Fledermaus-Sammelpunkte und vermutete Flugkorridore beim Herbstzug (links) und Frühjahrszug (rechts) (SEEBENS et al. 2013)	10

1 Anlass und Aufgabenstellung sowie rechtliche Grundlagen

1.1 Anlass und Aufgabenstellung

Die Iberdrola Renovables Deutschland GmbH plant die Errichtung und den Betrieb des Offshore-Windparks (OWP) „Windanker“ mit 42 Offshore-Windenergieanlagen (OWEA) inklusive Nebeneinrichtungen (interne Parkverkabelung, ein Umspannwerk) in der ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Ostsee.

Das Vorhabensgebiet für den OWP „Windanker“ liegt im Arkonabecken in ca. 38 km Entfernung nordöstlich von Rügen (vgl. Abb. 1). Die Wassertiefe im Untersuchungsgebiet liegt zwischen ca. 41 und 45 m.

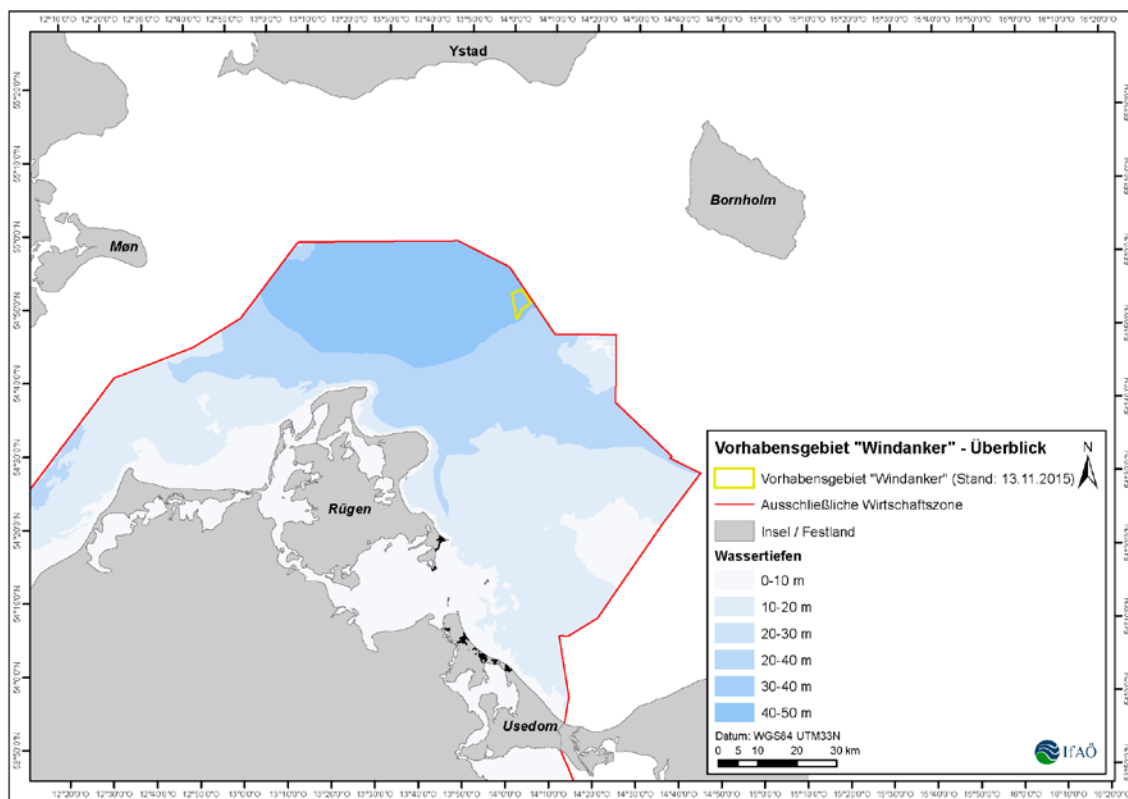


Abb. 1: Lage des Vorhabensgebietes „Windanker“ in der deutschen AWZ der Ostsee

Das im Rahmen dieser Unterlage zu untersuchende Vorhabensgebiet des Offshore-Windparks „Windanker“ umfasst eine Größe von 17,9 km² und wird durch die Koordinaten in Tab. 1 beschrieben.

Tab. 1: Eckpunktkoordinaten des Vorhabensgebietes des Offshore-Windparks „Windanker“ (ohne Sicherheitszone, WGS84, Stand 13.11.2015)

Östliche Länge	Nördliche Breite	Fläche
[Grd° min' sec“]	[Grd° min' sec“]	
14° 0' 00,606"	54° 54' 11,252"	17,9 km ² (ohne Sicherheitszone)
14° 1' 48,842"	54° 51' 16,932"	

Östliche Länge	Nördliche Breite	Fläche
[Grd° min' sec“]	[Grd° min' sec“]	
14° 2' 20,391"	54° 51' 59,590"	
14° 1' 12,486"	54° 50' 43,652"	
14° 4' 32,344"	54° 52' 57,248"	
14° 2' 24,573"	54° 54' 43,609"	

Die Eckdaten (Höhen, Abstände, etc.) des Offshore-Windparks „Windanker“ sind in Tab. 2 aufgeführt. Bezüglich der Anlagendimensionierung wird derzeit als Maximal-Betrachtung mit einer OWEA der Leistungsklasse 8,0 MW geplant. Das Parklayout ist dagegen für eine 6 MW-Anlage ausgelegt.

Tab. 2: Eckdaten des Offshore-Windparks „Windanker“

Angaben zum OWP	
Anzahl OWEA	42
Weitere Bauwerke Umspannstation	1
Nennleistung der OWEA geplant	6,0 MW
Abstand zwischen den OWEA	675 m x 900 m
Rotordurchmesser	max. 180 m
Nabenhöhe über LAT	ca. 110 m
Gesamthöhe	ca. 200 m
Fundament	Monopile
Gründungsbeschreibung	Stahlrohrturm mit max.10 m Durchmesser
Kolkschutz	ja

Weitere Angaben zum Vorhaben sind den Antragsunterlagen des Vorhabensträgers zu entnehmen.

Für dieses Vorhaben ist eine umwelt- und naturschutzfachliche Begutachtung durchzuführen, die eine vollständige Berücksichtigung der genehmigungsrechtlichen Voraussetzungen gewährleistet. Hierzu ist es zunächst erforderlich, eine Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zu erstellen (§ 3 UVPG, Anl. 1 und § 9 SeeAnIV¹). Darüber hinaus ist im Zuge des Genehmigungsverfahrens zu prüfen, ob durch die Errichtung des Offshore-Windparks die Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs und die Sicherheit der Landes- und Bündnisverteidigung beeinträchtigt werden, die Meeresumwelt gefährdet wird, insbesondere eine Verschmutzung der Meeresumwelt im Sinne des Artikels 1 Abs. 1 Nr. 4 des Seerechtsübereinkommens der Vereinten Nationen (SRÜ) vom 10. Dezember 1982 (BGBl. 1994 II S. 1798, 1799) zu besorgen ist, und der Vogelzug gefährdet wird (§ 5 Abs. 6 SeeAnIV).

¹UVPG -Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz) und SeeAnIV - Verordnung über Anlagen seewärts der Begrenzung des deutschen Küstenmeeres (Seeanlagenverordnung)

1.2 Rechtliche Grundlagen

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), zuletzt geändert durch Artikel 421 der Verordnung vom 31. August 2015, überführt die europarechtlichen Artenschutzbestimmungen der EU-Vogelschutzrichtlinie und der FFH-Richtlinie in nationales Recht. Folgende Regelungen sind relevant:

Artenschutzrechtliche Verbote

Die Verbotstatbestände in § 44 Absatz 1 BNatSchG sind folgendermaßen gefasst:

„Es ist 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).“

Streng und besonders geschützte Arten

Nach § 7 Abs. 2 Nr. 13 BNatSchG als „besonders geschützt“ sind die Arten definiert, die

- in der Bundesartenschutzverordnung als „besonders geschützt“ definiert sind,
- in Anhang A oder B der Verordnung (EG) Nr. 338/97 (Verordnung des Rates über den Schutz von Exemplaren wild lebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels) geführt sind, oder
- in Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgeführt sind, sowie
- europäische Vogelarten.

Nach § 7 Abs. 2 Nr. 14 BNatSchG als „streng geschützte Arten“ sind definiert:

- Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie,
- Arten die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 2 BNatSchG aufgeführt sind, oder
- Arten des Anhang A der Verordnung (EG) Nr. 338/97 (Verordnung des Rates über den Schutz von Exemplaren wild lebender Tier- und Pflanzenarten durch Überwachung des Handels).
- alle europäischen Vogelarten entsprechend Artikel 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie sind bezüglich der artenschutzrechtlichen Verbote des § 44 BNatSchG den streng geschützten Arten gleichgestellt.

Ausnahmen

Ausnahmen von den Verboten des § 44 BNatSchG werden in § 45 Absatz 7 BNatSchG geregelt. Sie können im Einzelfall zugelassen werden:

- zur Abwendung erheblicher land-, forst-, fischerei-, wasser- oder sonstiger erheblicher wirtschaftlicher Schäden
- zum Schutz der heimischen Tier- und Pflanzenwelt
- für Zwecke der Forschung, Lehre, Bildung oder Wiederansiedlung oder diesen Zwecken dienende Maßnahmen der Aufzucht oder künstlichen Vermehrung
- im Interesse der Gesundheit des Menschen, der öffentlichen Sicherheit einschließlich der Landesverteidigung und des Schutzes der Zivilbevölkerung
- bei maßgeblich günstigen Auswirkungen auf die Umwelt
- aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art.

Eine Ausnahme darf darüber hinaus nur zugelassen werden, wenn zumutbare Alternativen nicht gegeben sind und sich der Erhaltungszustand der Populationen einer Art nicht verschlechtert.

Der Populationsbegriff im Rahmen des Ausnahmeverfahrens ist im BNatSchG bzw. in der FFH-Richtlinie nicht klar definiert. Im Artenschutz-Leitfaden der EU-Kommission zur Anwendung der Art. 12, 13 und 16 FFH-Richtlinie (EU-KOMMISSION 2007) wird für den Populationsbegriff im Sinne von Art. 16 FFH-Richtlinie einerseits ein überregionaler Bezug hergestellt, für die Prüfung der Voraussetzungen auf eine Ausnahmegenehmigung wird aber auf die Bedeutung der „betroffenen Population“ vor Ort hingewiesen. Bezugsgröße ist also sowohl die Population der jeweiligen biogeografischen Region als auch die betroffene Lokalpopulation.

Die Sicherung des Erhaltungszustandes der betroffenen Art im Rahmen einer Ausnahmegenehmigung wird in der Regel mit der Durchführung von Maßnahmen nachgewiesen, die so konzipiert sind, dass sie die betroffenen Funktionen vollumfänglich übernehmen. Solche Maßnahmen werden als Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustandes (FCS-Maßnahmen, FCS = *favourable conservation status* = günstiger Erhaltungszustand) bezeichnet.

2 Methodik

2.1 Artenschutzprüfung

Der artenschutzrechtliche Fachbeitrag gliedert sich in folgende Analyseschritte (vgl. EISENBAHN-BUNDESAMT 2008, BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNERN 2007):

- artenschutzrechtliche Vorprüfung
- Konfliktanalyse
- Ausnahmeregelung

In der **artenschutzrechtlichen Vorprüfung** erfolgt zunächst eine projektspezifische Selektion („Abschichtung“) des zu prüfenden Artenspektrums. 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 der zu untersuchende Artenpool auf solche Arten eingegrenzt werden, die

im Untersuchungsgebiet (potenziell) vorkommen und deren verbotstatbestandsmäßige Betroffenheit durch das jeweilige Projekt nicht mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen werden kann.

Die nach der Vorprüfung verbleibenden durch das Vorhaben potenziell betroffenen Arten, werden einer **Konfliktanalyse** unterzogen. Hierbei wird geprüft, ob artenschutzrechtliche Verbotstatbestände nach § 44 Absatz 1 BNatSchG eintreten.

Eine **Ausnahmeregelung** wird erforderlich, wenn auch unter Berücksichtigung von Vermeidungs- und vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen artenschutzrechtliche Verbotstatbestände gemäß § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG erfüllt sind. Dann erfolgt eine Prüfung, ob die Voraussetzungen für eine Ausnahme von den Verboten gem. § 45 Abs. 7 BNatSchG gegeben sind.

2.2 Datengrundlagen

Die Datengrundlage zur artenschutzfachlichen Beschreibung und Bewertung des Artenbestands stellen die Ergebnisse der Basisaufnahme nach zwei Jahren Beobachtung und den dazu gehörigen Fachgutachten zum Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Windanker“ dar. In der nachfolgenden Tab. 3 sind die in dieser Unterlage verwendeten Gutachten zusammengefasst dargestellt.

Für die Artengruppen der Vögel, Meeressäuger, Fledermäuse, Fische und für die benthalen Lebensgemeinschaften liegen somit umfangreiche Erfassungsdaten vor. Der Untersuchungsraum (UR) für die genannten Artengruppen unterteilt sich jeweils in das Untersuchungsgebiet (UG), was dem geplanten Vorhabensstandort (Vorhabensgebiet) entspricht und das Referenzgebiet (RG), einer benachbarten Meeresfläche, die vom Bau von WEA freigehalten wird. Auf diese Weise wird ein Vergleich der Tierarten-Bestände vor und nach dem Bau des Windparks ermöglicht.

Tab. 3: Fachgutachten zum Vorhaben „Windanker“

Schutzgut	Fachgutachten	Inhalt
Benthos	IFAÖ (2013a)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1. und 2. Untersuchungsjahr (UJ)
Fische	IFAÖ (2013b)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1. und 2. UJ
Seevögel	IFAÖ (2013c) IFAÖ (2014a)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1. UJ Beschreibung und Bewertung des Bestandes 2. UJ
Vogelzug	IFAÖ (2013d) IFAÖ (2014b)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1. UJ Beschreibung und Bewertung des Bestandes 2. UJ
Fledermäuse	IFAÖ (2015b)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 2. UJ
Meeressäuger	IFAÖ (2013e) IFAÖ (2014c)	Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1. UJ Beschreibung und Bewertung des Bestandes 1 und 2. UJ

In der Konfliktanalyse der Artenschutzprüfung in Kapitel 5 werden zur Beurteilung der Rastvogelbestände primär die jeweils höchsten von IFAÖ (2013c, 2014a) festgestellten monatlichen Dichten nach Schiffstransekt-Erfassungen aus dem UG und die berechneten Bestände im Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone angegeben. Bei Arten bzw. Artengruppen, für die diese Werte aufgrund fehlender Sichtungen vom Schiff aus nicht ermittelt werden konnten, wird auf die entsprechenden

Werte auf der Grundlage von Flugzeugzählungen zurückgegriffen. Alle Dichtewerte sind in Bezug auf Erfassungsfehler nach GARTHE (2003a) bzw. GARTHE et al. (2007) korrigiert.

Die artenschutzfachliche Bestandseinschätzung der Fledermäuse erfolgt anhand einer Potenzialanalyse auf Basis der durch das IFAÖ (2015b) ermittelten Bestandsdaten sowie der Auswertung der vorhandenen Literatur. Detaillierte Angaben zum Vorhaben (Vorhabensbeschreibung und Auswirkungsprognose) sind in der UVS von IFAÖ (2015a) enthalten.

3 Darstellung der Wirkungen des Vorhabens

Es folgt eine den einzelnen artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen zugeordnete allgemeine Darstellung der wesentlichen Vorhabensauswirkungen. Art- bzw. artengruppenspezifische Vorhabensauswirkungen werden im Rahmen der Konfliktanalyse detaillierter abgehandelt. Weiter gehende Angaben sind darüber hinaus in der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) zum Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Windanker“ von IFAÖ (2015a) enthalten.

Tötungsverbot nach § 44 Absatz 1 Nr. 1 BNatSchG

Von einer Verwirklichung des Tötungsverbotes ist auszugehen, wenn das Vorhaben zu voraussehbaren Verletzungen oder Tötungen von Exemplaren einer Art aus den in Kapitel 1.2 genannten Schutzkategorien führt. Ein allgemeines Kollisionsrisiko durch zufälliges Hineinfliegen von Tieren in den Gefahrenbereich ist nicht als Verbotstatverletzung anzusehen. Sobald jedoch durch das Vorhaben Verhältnisse geschaffen werden, die ein systematisches Kollisionsrisiko nach sich ziehen, das deutlich über das „allgemeine Lebensrisiko“ hinausgeht, ist der Verbotstatbestand verletzt. Zum allgemeinen Lebensrisiko werden vereinzelte Verluste durch Kollision mit Strukturen der „Normalandschaft“ ohne besondere Funktion für die relevanten Arten gezählt. Solche Kollisionen außerhalb von Räumen mit besonderen Funktionen sind weder zeitlich noch räumlich vorhersehbar und auch nicht quantifizierbar (vgl. BVerwG, 12. März 2008 – Hessisch Lichtenau, Rn 219). Von systematischen Gefährdungen ist dagegen z. B. bei der Zerschneidung bedeutender faunistischer Verbindungswege durch großräumige Barriereeffekte auszugehen (LBV 2013, EISENBAHNBUNDESAMT 2008).

Von folgenden Vorhabensauswirkungen geht möglicherweise ein artenschutzrechtlich relevantes Risiko der Tötung oder Verletzung streng geschützter Arten oder europäischer Vogelarten aus:

- Kollisionen von Vögeln oder Fledermäusen mit Rotor oder unbeweglichen Bauteilen der OWEA
- Kollisionen von Fischen und Meeressäugern mit windparkassoziierten Schiffen
- Tötung oder Verletzung von Fischen und Meeressäugern durch Schallemissionen während der Gründungsphase

Die übrigen Auswirkungen wirken nur kurzfristig oder kleinräumig und dabei gering oder mittel intensiv und sind für das Artenspektrum nicht von Bedeutung.

Störungsverbot nach § 44 Absatz 1 Nr. 2 BNatSchG

Als Störungen werden Auswirkungen von Vorhaben bewertet, die zur Vertreibung von Tieren führen (z. B. Lärm, Licht, visuelle Störungen, Erschütterungen). Das Störungsverbot wird im Gegensatz zu den anderen Verbotstatbeständen dahingehend eingeschränkt, dass lediglich erhebliche

Störungen verbotsrelevant sind. Eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sie eine Verschlechterung des Erhaltungszustands der lokalen Population einer Art bewirkt. Das Verbot enthält dadurch eine zeitliche und eine funktionale Komponente. Störungen sind in allen Lebensphasen der streng geschützten Arten verboten, also auch während der Überwinterungs- und Wanderungszeiten.

Der Erhaltungszustand verschlechtert sich regelmäßig dann, wenn sich der Bestand einer lokalen Population vorhabensbedingt dauerhaft verringern kann, d. h. wenn die Überlebenschancen, der Bruterfolg und die Reproduktionsfähigkeit anhaltend vermindert werden. Unter einer lokalen Population werden alle Individuen einer Art verstanden, die eine Fortpflanzungs- und Überlebensgemeinschaft bilden und einen zusammenhängenden, abgrenzbaren Raum gemeinsam bewohnen. Ein kurzzeitiges Ausweichen aus dem Störungsfeld, aus dem keine dauerhaften Auswirkungen auf die Lokalpopulation resultieren, erfüllt den Verbotstatbestand nicht.

Laut BSH (2009) konnte „ein gemeingültiger Akzeptanzgrenzwert zur Definition einer erheblichen Störung, durch die sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert, bisher noch nicht ermittelt werden.“ Zumindest als Orientierung kann jedoch der in Fachkreisen bei avifaunistischen Betrachtungen vielfach verwendete Schwellenwert von einem Prozent der biogeographischen Population herangezogen werden (WAHL & HEINICKE 2013 bzw. WETLANDS INTERNATIONAL 2012).

Folgende Auswirkungen bewirken möglicherweise ein artenschutzrechtlich relevantes Risiko der erheblichen Störung streng geschützter Arten oder europäischer Vogelarten:

- Scheuch- und Barrierewirkungen für Vögel durch Windparksilhouette, Rotordrehung oder Beleuchtung
- Scheuch- und Barrierewirkungen für Fische und Meeressäuger durch Schallemissionen in der Bauphase
- Scheuch- und Barrierewirkungen durch Schiffsverkehr und Bautätigkeiten, insbesondere für diesbezüglich empfindliche Arten der Meeresenten, Seetaucher und Alken

Die übrigen Auswirkungen wirken nur kurzfristig oder kleinräumig und dabei gering oder mittel intensiv und sind für das Artenspektrum nicht von Bedeutung.

Verbot der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten nach § 44 Absatz 1 Nr. 3 BNatSchG

Bezüglich der Zerstörung oder Beschädigung einer solchen Lebensstätte ist es unerheblich, ob die Zerstörung aktiv und unmittelbar geschieht oder indirekte Folge des Vorhabens, z. B. in Form der Verdrängung durch Schallemissionen ist. Nicht geschützt sind z. B. Durchzugsgebiete und Nahrungsflächen, sofern sie nicht als unverzichtbarer funktionaler Bestandteil der Fortpflanzungs- und Ruhestätte anzusehen sind (vgl. BVerwG, 13. März 2008 BAB 4, Rn 29). Zerstörung erfordert in diesem Zusammenhang, dass durch die Auswirkungen des Vorhabens die Funktion der Lebensräume nicht mehr erfüllt werden kann. Es genügt daher, wenn der von der Art genutzte Biotop in seiner Fläche oder Qualität so eingeschränkt wird, dass er für die jeweilige streng geschützte Art keine ausreichende Lebensmöglichkeit mehr bietet (funktioneller Begriff der Zerstörung).

Von folgenden Vorhabensauswirkungen geht möglicherweise ein artenschutzrechtlich relevantes Risiko der Beschädigung oder Zerstörung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten streng geschützter Arten oder europäischer Vogelarten aus:

- visuelle und akustische Scheuch- und Barrierewirkung, die zur Aufgabe von Vogelrastgebieten, Laichgebieten von Fischarten oder Paarungsgebieten von Meeressäugern führen
- Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten z. B. von Wirbellosen durch Überbauung

Die übrigen Auswirkungen wirken nur kurzfristig oder kleinräumig und dabei gering oder mittel intensiv und sind für das Artenspektrum nicht von Bedeutung.

4 Spezielle Artenschutzprüfung

4.1 Vorprüfung

4.1.1 Potenziell betroffene Arten

Im Folgenden wird das Artenspektrum auf die bezüglich des Vorhabens relevanten Artengruppen eingeschränkt.

Streng geschützte Arten, deren natürliches Verbreitungsgebiet oder regelmäßige Wanderungswegen nicht im Wirkungsbereich des geplanten Windparks liegen, sind durch das Vorhaben nicht betroffen. Da sich das Gebiet mit Entfernungen von ca. 38 km zur Insel Rügen und 46 km zur Insel Bornholm isoliert in der Ostsee befindet, sind bodenständige Vorkommen von landbewohnenden Tier- und Pflanzenarten im Planungsgebiet auszuschließen. Hierunter fallen alle streng geschützten Arten aus den folgenden Gruppen:

- Gefäßpflanzen
- Amphibien
- Reptilien
- Süßwasserfische
- Landsäugetiere mit Ausnahme von Fledermäusen
- Wirbellose (ohne Arten des Makrozoobenthos)

Es verbleiben folgende Artengruppen, die in der Vorprüfung zu behandeln sind:

- Meeressäuger
- Fledermäuse
- Vögel
- Meeresfische
- Makrozoobenthos

4.1.2 Meeressäuger

Vorkommen von Meeressäugern im Vorhabensgebiet „Windanker“ sind in der UVS von IFAÖ (2015a) und den zugehörigen Fachgutachten ausführlich erläutert. Von den drei im weiteren Umfeld des Vorhabensgebietes erfassten Meeressäugerarten ist mit dem Schweinswal (*Phocoena phocoena*) eine Art in Anhang IV der FFH-Richtlinie geführt.

Für den Schweinswal können Vorhabensauswirkungen, z. B. in Form von Schallemissionen, von artenschutzrechtlicher Relevanz sein. Er wird daher in der Konfliktanalyse näher behandelt. Die im Vorhabensgebiet nachgewiesenen Arten Seehund (*Phoca vitulina*) und Kegelrobbe (*Halichoerus*

grypus) sind keine streng geschützten Arten im Sinne des BNatSchG und daher für die Artenschutzprüfung irrelevant.

4.1.3 Fledermäuse

Die bekannten Angaben zu Fledermäusen im deutschen Ostseebereich der AWZ wurden im „Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die ausschließliche Wirtschaftszone“ (BSH 2009) zusammengestellt. Im Fachgutachten zur Fledermausuntersuchung für das hier betrachtete Vorhaben „Windanker“ von IFAÖ (2015b) wird für den Zeitraum von September bis Oktober 2013 das Vorkommen von Fledermäusen im betrachteten Seegebiet beschrieben. Diese Informationen werden nachfolgend – ergänzt um weitere Erkenntnisse – ausführlich wiedergegeben.

Das spezifische Konfliktpotenzial zwischen WEA und der Fledermausfauna ist bislang insbesondere für Offshore-Standorte nur unzureichend untersucht. Es fehlen systematische Untersuchungen zum Thema. Ebenfalls kaum beschrieben und bis heute überwiegend unbekannt sind die Zugrouten von Fledermäusen. Im Gegensatz zum Vogelzug, der durch umfangreiche Studien untersucht ist, bleibt der Zug von Fledermäusen aufgrund des Fehlens von geeigneten Methoden bzw. großräumigen, speziell auf diese Artengruppe ausgerichteten Überwachungsprogrammen weitgehend unerforscht. Dies gilt insbesondere für Zugbewegungen über das offene Meer.

Aus bisherigen Beobachtungen und Erkenntnissen geht aber hervor, dass insbesondere auf Langstrecken ziehende Fledermausarten auch über die Ostsee wandern. Auf der Basis von Beobachtungen und Beringungsfunden belegen verschiedene Studien, dass einige Fledermausarten wie der Große Abendsegler (*Nyctalus noctula*), die Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*), die Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*) und der Kleine Abendsegler (*Nyctalus leisleri*) weite Strecken von 1.500 bis 2.000 km in einer Saison zurücklegen (AHLÉN et al. 2009; BSH 2009; HUTTERER et al. 2005; WALTER et al. 2007). Sie gehören damit zu den Fernwanderern (HUTTERER et al. 2005), die im Frühjahr und Herbst auch über die Ostsee ziehen (BSH 2009; SKIBA 2003). Langstrecken-Zugbewegungen werden außerdem auch für die Arten Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*) und Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) angenommen (BACH & MEYER-CORDS 2005).

Zu den Bedingungen, die den Zug begünstigen oder sogar ermöglichen, liegen ebenfalls nur vage Hinweise vor. So scheint ruhiges Wetter und leichter Wind den Beginn von Langstrecken-Wanderungen in Küstenregionen positiv zu beeinflussen (PETERSONS 2004).

Es wird angenommen, dass die Ostsee von Fledermäusen auf breiter Front überflogen wird (WALTER et al. 2007) und der Zug dabei entlang von markanten Landschaftselementen wie Küstenlinien stattfindet (BSH 2009). Allerdings sind Faktoren wie Zugrichtungen, Zughöhen, Zugzeiten und vor allem mögliche Zugkorridore in der Ostsee bis heute nur wenig erforscht. Viele der zum Fledermauszug durchgeführten Studien stammen aus Skandinavien und zeigen, dass sich migrierende Fledermäuse zur Zeit des Herbstzuges an bestimmten Abflugpunkten entlang der südschwedischen Küste sammeln (Abb. 2) und dann einzeln oder in kleinen Gruppen zu den Winterquartieren in Mittel- und Westeuropa aufbrechen (AHLÉN et al. 2009). Ausgehend von diesen Sammelpunkten werden Flugkorridore angenommen, die sich auf Grund verschiedener Faktoren (wie z. B. Winddriftung, Ausbreitung durch Jagdflüge) mit zunehmender Entfernung vom Abflugpunkt weiträumig in der Ausrichtung Süd - Südwest auffächern (AHLÉN et al. 2007; SEEBENS et al. 2013). Im Frühjahr fliegen die Fledermäuse vermutlich von exponierten Punkten entlang der deut-

schen Ostseeküste aus nordwärts, wobei sich u. a. der Darß, die Insel Hiddensee und die Insel Rügen als Sammelpunkte eignen könnten (SEEBENS et al. 2013). Nach ihrer Wanderung über die Ostsee erreichen die Tiere weit verstreut die Küste Südschwedens (AHLÉN et al. 2007; SEEBENS et al. 2013). Es zeigt sich also an der deutschen Ostseeküste ein im Vergleich zu Schweden zeitlich umgekehrtes Bild, d. h. die Fledermäuse treffen im Herbst verstreut ein und sammeln sich im Frühjahr an Punkten, von denen aus sie sich Richtung Skandinavien bewegen (SEEBENS et al. 2013).

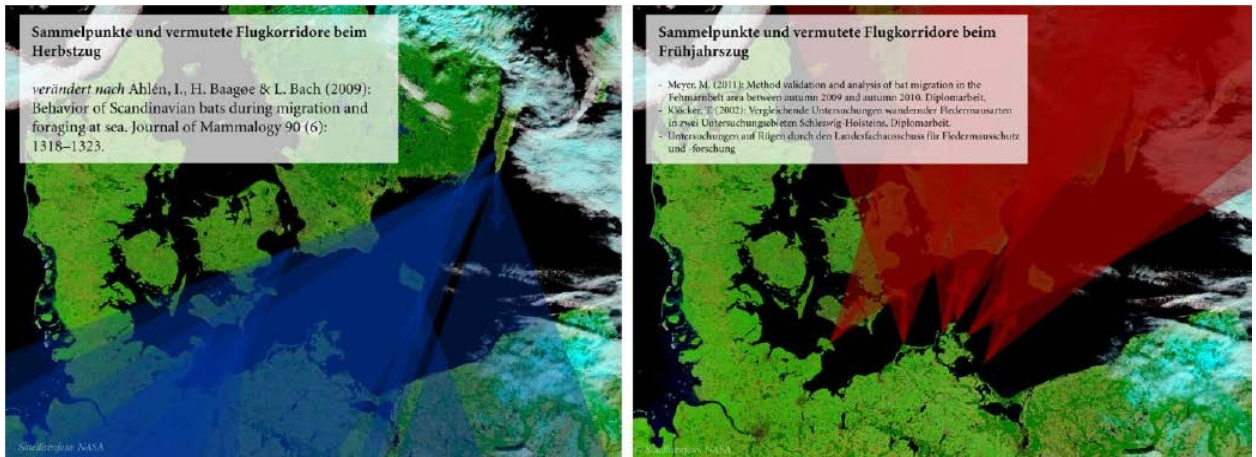


Abb. 2: Fledermaus-Sammelpunkte und vermutete Flugkorridore beim Herbstzug (links) und Frühjahrszug (rechts) (SEEBENS et al. 2013)

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das vorhandene und zumeist auf Zufallsfunden basierende Datenmaterial für den Ostseeraum zum jetzigen Zeitpunkt nicht ausreichend ist, um valide und quantifizierbare Rückschlüsse auf Zugbewegungen von Fledermäusen ziehen zu können.

Die Vorprüfung wird daher anhand einer aus den Untersuchungsergebnissen von IFAÖ (2015b) und den angegebenen Literaturquellen abgeleiteten Potenzialanalyse durchgeführt.

Demnach kann neben den durch das IFAÖ (2015b) nachgewiesenen Arten Mückenfledermaus und Rauhaufledermaus auch mit neun weiteren, in Tab. 4 aufgeführten Arten gerechnet werden.

Tab. 4: Über offener See beobachtete Fledermausarten im Ostseeraum (AHLÉN et al. 2009)

Art	Art (deutsch)	Beobachtete Anzahl	wandernd oder nicht ziehend
<i>Myotis daubentonii</i>	Wasserfledermaus	93	nicht ziehend
<i>Myotis dasycneme</i>	Teichfledermaus	118	wandernd
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Rauhaufledermaus	112	wandernd
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Zwergfledermaus	5	wandernd
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Mückenfledermaus	179	Teilzieher
<i>Nyctalus leisleri</i>	Kleiner Abendsegler	12	wandernd
<i>Nyctalus noctula</i>	Großer Abendsegler	277 + 2.989 mit Radar erfasst	wandernd
<i>Eptesicus nilssonii</i>	Nordfledermaus	112	nicht ziehend
<i>Eptesicus serotinus</i>	Breitflügelfledermaus	113	Teilzieher?

Art	Art (deutsch)	Beobachtete Anzahl	wandernd oder nicht ziehend
<i>Vespertilio murinus</i>	Zweifarbfladermaus	40	wandernd
<i>Plecotus auritus</i>	Braunes Langohr	1	nicht ziehend

Artenschutzrechtliche Konflikte können insbesondere durch eine Erhöhung des Kollisionsrisikos auftreten. Die Artengruppe wird daher in der Konfliktanalyse weitergeprüft.

4.1.4 Vögel

Brutvögel

Das Vorhabensgebiet befindet sich mit Entfernungen von ca. 38 km zur Insel Rügen und 46 km zur Insel Bornholm weit entfernt von den nächsten Brutgebieten. Auch die vorhabensspezifischen Wirkungszonen erreichen nicht annähernd die Größe, um diese Gebiete zu berühren. Eine unmittelbare Beeinträchtigung von Brutstätten ist durch das Vorhaben somit nicht gegeben. Nur wenige Arten, wie z. B. Alken- und Möwenarten, weisen zur Brutzeit entsprechend große Aktionsradien auf, um das Vorhabensgebiet überhaupt zu erreichen. Auf See sind sie dann jedoch nicht von rastenden oder nahrungssuchenden Nichtbrütern zu unterscheiden. Eine gesonderte artenschutzrechtliche Betrachtung der Brutvögel entfällt daher an dieser Stelle. Aufgrund der großen Entfernung des Vorhabensgebietes zu den Brutplätzen und der im Verhältnis zur un bebauten Meeresfläche geringen Flächenausdehnung des Windparks ist ausgeschlossen, dass es durch das Vorhaben zu einer indirekten Beeinträchtigung von Fortpflanzungsstätten in Form einer Zerstörung von für die Aufzucht unverzichtbaren Nahrungsflächen kommen kann.

Im Vorhabensgebiet nachgewiesene potenzielle Brutvogelarten werden aber als Rastvögel in die Konfliktanalyse miteinbezogen.

Rastvögel

Die Nutzung des Untersuchungsraumes durch Rastvögel ist bei IFAÖ (2013c, 2014a) ausführlich dargestellt. Durch Kollisionen, Barriere- oder Scheuchwirkungen ist das Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände durch das Vorhaben für Rastvögel denkbar. In der folgenden Tab. 5 wird dargestellt, auf welche der während der Transektfahrten nachgewiesenen Rastvogelarten in der Konfliktanalyse näher eingegangen wird. Aufgeführt sind solche Arten, die regelmäßig als Rastvögel im Gebiet festgestellt worden sind.

Tab. 5: Rastvögel zur Übernahme in die Konfliktanalyse

Name	Artnamen (wissenschaftlich)
Sterntaucher	<i>Gavia stellata</i>
Prachtttaucher	<i>Gavia arctica</i>
Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>
Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>

Name	Artname (wissenschaftlich)
Samtente	<i>Melanitta fusca</i>
Eisente	<i>Clangula hyemalis</i>
Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>
Flusseeeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>
Küstenseeschwalbe	<i>Sterna paradisaea</i>
Skua	<i>Stercorarius skua</i>
Zwergmöwe	<i>Hydrocoloeus minutus</i>
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>
Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>
Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>
Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>
Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>
Steppenmöwe	<i>Larus cachinnans</i>
Trottellumme	<i>Uria aalge</i>
Tordalk	<i>Alca torda</i>
Gryllteiste	<i>Cephus grylle</i>

Folgende Arten wurden nur überfliegend festgestellt und werden daher als Rastvögel nicht näher betrachtet:

- Eistaucher
- Haubentaucher
- Mittelsäger
- Gänsesäger
- Spatelraubmöwe
- Schmarotzerraubmöwe
- Falkenraubmöwe
- Dreizehenmöwe
- Schwarzkopfmöwe
- Mittelmeermöwe
- Raubseeschwalbe
- Trauerseeschwalbe

Auf eine dezidierte Beschreibung der Vorkommen und Verbreitung dieser Arten wird auf Grund des sporadischen Auftretens verzichtet. Die Ergebnisse der Konfliktanalyse der jeweiligen Vertreter ihrer Artengruppe sind aber auf diese Arten zu übertragen.

Bei den übrigen im Rahmen der Rastvogelerfassungen für die UVS nachgewiesenen Arten aus den Gruppen der Lappentaucher, Reiher, Entenvögel, Greife, Rallen, Limikolen, Eulen, Tauben

und Singvögel sowie bei Kranich, und Trauerseeschwalbe handelt es sich im Bereich des Vorhabensgebietes um durchziehende Vögel, die hier keine ausgeprägten Rastgebiete haben. Die Arten werden daher in der Konfliktanalyse in der Kategorie Zugvögel weiter geprüft.

Artenschutzrechtliche Konflikte können insbesondere durch eine Erhöhung des Kollisionsrisikos und durch Scheuch- und Barrierewirkungen auftreten, die zur Aufgabe von Rastgebieten oder Zerschneidung von Teilhabitaten führen. Die Artengruppe wird daher in der Konfliktanalyse weiter geprüft.

Zugvögel

Durch Sichtbeobachtungen und Erfassung nächtlicher Zugrufe wurden im Untersuchungsgebiet „Windanker“ in beiden Untersuchungsjahren insgesamt 146 Vogelarten nachgewiesen. 100 Arten wurden dabei ausschließlich tagsüber, 10 Arten ausschließlich nachts und 36 Arten sowohl tagsüber als auch nachts festgestellt. Detaillierte Angaben zum auch mit Hilfe von Radaruntersuchungen erfassten Vogelzug enthalten die Fachgutachten des IFAÖ (2013d, 2014b).

Durch Kollisionen, Barriere- oder Scheuchwirkungen ist das Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände durch das Vorhaben für Zugvogel-Arten denkbar. Die Artengruppe wird daher in der Konfliktanalyse weiter geprüft.

Auf Artniveau ist eine Konfliktanalyse aber weder praktikabel (da z. B. die Radarerfassungen keinen weiteren Aufschluss über das Artenspektrum zulassen) noch sinnvoll (da sich viele Arten in ihrem Zugverhalten ähneln und die Vorhabensauswirkungen vergleichbar sind). Daher werden die Auswirkungen auf Zugvögel allgemein bewertet und die Besonderheiten bestimmter Gilden oder Artengruppen hervorgehoben.

4.1.5 Fische und Makrozoobenthos

Streng geschützte Arten dieser Gruppen wurden nicht festgestellt (IFAÖ 2015a). Eine Weiterprüfung dieser Artengruppen in der Konfliktanalyse ist daher nicht erforderlich.

5 Konfliktanalyse

5.1 Meeressäuger

5.1.1 Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen

Für Meeressäuger sind spezifische Empfindlichkeiten gegenüber Schallemissionen gegeben. Gemäß IFAÖ (2015a) sind insbesondere die Störwirkungen durch Rammarbeiten zur Fundamentgründung sowie u.U. durch erhöhten Schiffsverkehr in der Bauphase bedeutsam. Mit Zunahme der Entfernung zur Schallquelle nehmen die Wirkungen von Schallemissionen auf Meeressäugetiere ab. Zu unterscheiden sind nach RICHARDSON (1995) 4 Zonen:

- Zone des Hörverlusts im Nahbereich
- Zone der Maskierung, das heißt Überdeckung der Kommunikationslaute und des Sonars
- Zone der Reaktion z. B. in Form von Ausweichbewegungen
- Zone der Hörbarkeit (keine Reaktion)

Artenschutzrechtlich relevant sind die Zone des Hörverlustes (bezüglich des Verbotes der „Verletzung oder Tötung“) sowie die Zonen der Maskierung und Reaktion (bezüglich der Verbote der „erheblichen Störung“ und der „Beschädigung oder Zerstörung von Aufzucht- und Ruhestätten“).

Durch Rammarbeiten im Rahmen der Fundamentgründung kann es kurzfristig zu großräumigen Störungen und unter Umständen sogar zu Verletzungen oder Todesfällen kommen. Der UBA-Lärmschutzwert (UBA 2011) sieht vor, dass in der Bauphase in einer Entfernung von 750 m von der Schallquelle der Schalldruck einen SEL Wert von 160 dB re 1 µPa und einen Spitzenpegel (peak-to-peak) von 190 dB re 1 µPa nicht überschreiten darf. Von ITAP (2015) liegt eine vorläufige Prognose der zu erwartenden Hydroschallimmissionen während der Errichtung der OWEA vor. Darin wird der Einzelereignispegel (SEL₀₅) für die Rammung eines Monopiles mit 8 m und 10 m Durchmesser in 750 m Entfernung zur Schallquelle bei unterschiedlichen maximalen Rammenergien ermittelt (s. Tab. 6, ITAP 2015). Aufgrund der Prognose wird angenommen, dass ohne Schallschutzmaßnahmen der Grenzwert von 160 dB in 750 m Entfernung bei der Errichtung der Monopiles um bis zu 24 - 26 dB überschritten werden kann, der Lärmschutzwert bezüglich des L_{Peak} von 190 dB_{LPeak} wird voraussichtlich um bis 21 dB überschritten (je nach verwendeter maximaler Rammenergie, ITAP 2015). Nach Angaben der Vorhabenträgerin stellt die Überschreitung von 26 dB eine Maximalannahme dar und wird abhängig von der weiteren Planung des Fundamentdesigns (Pfahlgröße) und der Installation (Rammprozess) eher darunter liegen. Entsprechend sind Schallschutzmaßnahmen zu ergreifen.

Tab. 6: Übersicht der beurteilungsrelevanten Pegelgrößen bei der Verwendung der Fundamente der OWEA mit einem Durchmesser von 8 m bzw. 10 m bei einer max. Rammenergie von 1.800 kJ bzw. 2.100 kJ ohne Verwendung eines Schallschutzsystems in 750 m Entfernung (ITAP 2015)

Durchmesser [m]	Einzelereignispegel SEL ₀₅ [dB]	Spitzenpegel L _{peak} [dB]	Entfernung, bei der ein SEL ₀₅ von 160 dB erreicht wird [km]
8,0	184	208	20,33
10,0	186	210	25,95

Einen aktuellen Überblick über mögliche und eingesetzte Schallminderungsmaßnahmen sowie die damit erreichten Schallminderungen geben KOSCHINSKI & LÜDEMANN (2013) und die Tagungsbeiträge der Schallschutz-Tagung 2014 (siehe dazu http://www.bfn.de/0314_schallschutztagung.html). Auch auf der Windenergie-Konferenz im März 2015 (CWW 2015, https://www.cww2015.tu-berlin.de/menue/cww_2015/) wurde dargelegt, dass in Bezug auf Rammarbeiten und Schallminderungsmaßnahmen bei der Errichtung von OWP bis heute viele Erfahrungen gesammelt und die Schallminderungssysteme weiter optimiert werden konnten. So wurden mit dem doppelten Blasen-schleier Schallminderungswerte von bis zu 18 dB SEL erzielt. Mit einem großen Blasen-schleier in Kombination mit einem Hydroschalldämpfer konnten bis zu 22 dB SEL, mit dem IHC-NMS (Noise Mitigation System) bis zu 23 dB SEL Reduzierung erreicht werden². Angesichts der aktuell rasanten Weiterentwicklung von Schallminderungsmaßnahmen (s. auch http://www.bsh.de/de/Das_BSH/Presse/Pressearchiv/Pressemitteilungen2014/Pressemitteilung26-

² ftp://mumm.ac.be/robin/CWW%20conference%202015/Oral/Bellmann_Is%20there%20a%20State-of-the-Art%20regarding%20Noise%20Mitigation%20Systems%20to%20reduce%20Pile%20Driving%20Noise.pdf

[2014.jsp](#)) wird davon ausgegangen, dass bis zum Baubeginn des OWP „Windanker“ der Stand der Technik erreicht ist, um eine Schallminderung um die erforderlichen bis zu 26 dB in 750 m Entfernung von der Rammstelle zu gewährleisten.

Zur Vermeidung von negativen Auswirkungen auf Meeressäuger sind im Projekt OWP „Windanker“ Maßnahmen vorgesehen, die sich an dem zum Bauzeitpunkt geltenden Stand der Technik orientieren. Es sollte u. a. eine Vergrämung aus dem Nahbereich von 750 m um die Baustelle erfolgen. Vor Beginn des Rammens sollen dabei marine Säuger durch Geräte, die für sie unangenehme Schallsignale produzieren, vergrämt werden. Vorgesehen ist ein kombinierter Einsatz von Pingern und Seal Scarern, wie sie für Seehunde (Fischfarmen) und Zahnwale bereits genutzt wurden (CULIK et al. 2001, TECH-WISE & ELSAM 2003, CARLSTRÖM et al. 2009).

Im Rahmen einer Effizienzkontrolle zur Schallminderung und Vergrämung sollte die Einhaltung der Grenzwerte durch begleitende Schallmessungen überwacht werden. Der Erfolg der Vergrämung bzw. die Störwirkung der Rammarbeiten auf Schweinswale kann durch ein Netz von POD-Stationen zur Aufnahme der akustischen Schweinswalaktivität, Zählflüge oder Schiffszählungen dokumentiert werden.

Zur Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen bei einer zeitgleichen Errichtung weiterer Windparks im selben Teilbereich der AWZ ist eine übergeordnete Bauzeitenregelung sinnvoll. So würden Phasen des Rammens und Ruhephasen einander abwechseln und das Meeresgebiet, in welchem Störungen für die Meeressäuger erwartet werden, würde sich verkleinern.

5.1.2 Verbreitung und Lebensraum der Arten

Vorkommen von Schweinswalen im Untersuchungsgebiet „Windanker“

Während der Meeressäugererfassung zum Vorhaben „Windanker“ wurden Schweinswale auf den flugzeuggestützten Zählungen nur sehr selten gesichtet. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurden nur vier Sichtungen mit insgesamt fünf Individuen erzielt. Die Sichtungen fanden auf Flügen im Juli 2012 sowie April und Juni 2013 statt. Kälber wurden dabei nicht nachgewiesen. Die ermittelten relativen Häufigkeiten zeigen mit durchgehend unter 0,005 Ind./km ebenfalls eine sehr geringe Präsenz von Schweinswalen im Untersuchungsgebiet an.

Während der schiffsgestützten Zählungen fanden sowohl im Untersuchungsgebiet als auch im Referenzgebiet keinerlei Nachweise von Schweinswalen statt.

Die Ergebnisse lassen aufgrund der geringen Sichtungszahlen keine verlässliche Aussage über die Phänologie zu. Es ist jedoch ersichtlich, dass die vereinzeltten Schweinswalsichtungen sich in beiden Untersuchungsjahren auf Frühjahr und Sommer beschränkten.

Bei den akustischen Untersuchungen zur Habitatnutzung mit C-PODs wurde an der POD-Station POD-WA, direkt angrenzend an das Vorhabensgebiet „Windanker“, an insgesamt 12,2% der Tage des Aufzeichnungszeitraumes Tonfolgen von Schweinswalen registriert. An der Station POD-FFH im FFH-Gebiet „Westliche Rönnebank“ war dies an 15,2% der Tage der Fall. Die Aktivitätsdichte war dabei über die Monate hinweg nicht konstant, sondern variierte im saisonalen Verlauf. Perioden mit akustischer Aktivität wurden dabei an beiden POD-Stationen in beiden Untersuchungsjahren primär in den Sommermonaten, vor allem zwischen Juli und August, festgestellt. Besonders geringe oder gar keine Aktivitätsdichten lagen von November bis Mai vor.

Für den gesamten Betrachtungszeitraum lässt sich festhalten, dass Schweinswale im Untersuchungsgebiet nur in geringen Dichten vorkommen. Ein gesteigertes Vorkommen bzw. Aktivitätsdichte ist dabei in erster Linie auf die Sommermonate beschränkt.

Vorkommen von Schweinswalen in der Ostsee

Schweinswale führen großräumige Wanderungen durch. Die genauen Wanderrouten und -zeiten sind noch unbekannt. Die Verbreitung und das Vorkommen von Schweinswalen in verschiedenen Teilbereichen der Ostsee ist in unterschiedlichen Studien charakterisiert worden.

Noch in den 1930er Jahren war der Schweinswalbestand in der südlichen Ostsee so hoch, dass von der polnischen Regierung eine Prämie für jeden getöteten Schweinswal gezahlt wurde. Zwischen 1922 und 1933 wurden an der polnischen Küste jährlich mindestens 600 Tiere getötet, während in der heutigen Zeit Nachweise äußerst selten geworden sind (PAWLICZKA 2011). So wurden im Zeitraum von 1990 bis 2009 an der gesamten polnischen Küste nur 136 Tiere registriert, von denen die Mehrzahl auf Totfunde und Beifänge entfiel und nur 21 Schweinswale lebend nachgewiesen wurden (PAWLICZKA 2011). Eine gesicherte Schätzung der Gesamtabundanz ist für die östliche Sub-Population des Ostsee-Schweinswals nicht verfügbar. Zwei ansatzweise vergleichbare Flugerfassungen aus dem Sommer 1995 und Sommer 2002 im Bereich der zentralen Ostsee zeigen allerdings, dass der Bestand mit geschätzten 599 Schweinswalgruppen (HIBY & LOVELL 1996) bzw. 93 Schweinswalgruppen (BERGGREN et al. 2004) äußerst gering ist und offenbar weiter abnimmt.

Die Tiere der Beltregion sind wesentlich zahlreicher. TEILMANN et al. (2011) grenzten auf Grundlage von Kern-Aufenthaltsbereichen, welche über Satellitentelemetrie ermittelt wurden, das potenzielle Verbreitungsgebiet in der Beltregion genau ein. Anhand der Sichtungsdaten, die während der SCANS-Surveys I und II 1994 und 2005 ermittelt wurden (HAMMOND et al. 2002, SMRU 2006), wurde für die westliche Subpopulation eine Gesamtabundanz errechnet. Für die Erfassung von 1994 (SCANS) wurde eine Abundanz von 27.767 Tieren ermittelt. Für die Daten von 2005 (SCANS-II) errechneten TEILMANN et al. (2011) eine Gesamtabundanz von 10.865 Walen für die westliche Subpopulation. Im Laufe der MiniSCANS-Zählung wurde 2012 eine Abundanz von 18.495 Tieren ermittelt (SVEEGAARD et al. 2012).

Wenngleich die Unterschiede der drei Bestandsschätzungen aufgrund der hohen Schätzungengenauigkeit statistisch nicht signifikant sind, so werten die Autoren im Sinne des Vorsorgeprinzips den insgesamt abnehmenden Trend als Rückgang der westlichen Schweinswalpopulation innerhalb der letzten Jahre und sehen folglich darin ein Anzeichen für eine voranschreitende Dezimierung des Bestandes. Diese Interpretation einer negativen Bestandsentwicklung wird durch die in den letzten Jahren stark ansteigenden Totfundzahlen in den deutschen Gewässern der Ostsee gestützt. So sind die Zahlen von Schweinswaltotfunden an der Ostseeküste von Mecklenburg Vorpommern und Schleswig-Holstein in den letzten Jahren stark gestiegen (SIEBERT et al. 2009, DÄHNE et al. 2011, HASSELMEIER et al. 2011). Die Gründe für diese Entwicklung sind bislang nicht vollständig geklärt. Verschiedene Studien zeigen allerdings, dass der unbeabsichtigte Beifang in der Fischerei einen erheblichen Anteil ausmacht (HERR et al. 2009, KOSCHINSKI & PFANDER 2009).

Die Flugerfassungen für Schweinswale von HAMMOND et al. (2002) im Sommer 1994 im Rahmen des großräumigen SCANS-Surveys ermittelten einen für die Ostsee charakteristischen Dichte-Gradienten mit vom Kattegat her abnehmenden Schweinswaldichten von 0,725 Ind. pro km² (Kattegat), 0,644 Ind. pro km² (Beltsee) und 0,101 Ind. pro km² (Kieler Bucht). Im Juli 2005 wurde im

Rahmen des weiterführenden SCANS-II-Surveys abermals eine Dichte für die Ostsee ermittelt. Die mittlere Abundanz für den Kattegat, die Beltregion und die westliche Ostsee betrug 23.227 Schweinswale, was einer Dichte von 0,340 Ind. pro km² entspricht (SMRU 2006). Allerdings wurden die Untersuchungsgebiete für SCANS II verändert, was eine direkte Vergleichbarkeit erschwert. Hinzu kommt eine methodische Abweichung, denn die SCANS-II-Dichten (sowie die Dichten der MiniSCANS-Zählungen) wurden auf Schiffstransektfahrten ermittelt während die SCANS-I-Dichten durch Befliegungen ermittelt wurden.

VIQUERAT et al. (2014) ermittelten mittels schiffsbasierter Erfassungsmethoden im Juli 2012 Werte von 40.475 Tieren bzw. 0,786 Schweinswale pro km² für die Region des Kattegat, der Beltregion sowie der westlichen Ostsee.

Ein weiterer Schiffssurvey wurde von GILLESPIE et al. (2005) im Sommer der Jahre 2001 und 2002 durchgeführt. Dabei wurden sowohl relative Häufigkeiten pro gefahrenen 100 Transektkilometern ermittelt, als auch mit einem Schlepp-Hydrophon-System akustische Detektionsraten bestimmt. Die erhobenen Daten zeigten ebenfalls die für die Ostsee charakteristische Dichteabnahme von Westen nach Osten. Während im Kleinen Belt eine relative Häufigkeit von 0,114 Ind./km ermittelt wurde, fiel dieser Wert in der zentralen Ostsee auf 0,000 Ind./km. In polnischen Küstengewässern wurde trotz des höchsten Sichtungsaufwandes (292 Transektkilometer) nur ein Schweinswal in der Nähe der deutsch-polnischen Grenze gesichtet. Die relative Häufigkeit war auch hier mit 0,003 Ind./km sehr gering. Die akustische Detektionsrate zeigte einen sehr ähnlichen Verlauf mit von Westen nach Osten deutlich abnehmenden und in den beiden östlichen Untersuchungsgebieten gegen Null tendierenden Werten.

Die ersten auf deutsche Gewässer zugeschnittenen Flugtransekterfassungen führten SIEBERT et al. (2006) in den Jahren 1995 (Oktober) und 1996 (Juli) durch. Sie ermittelten für die Kieler und Mecklenburger Bucht 1995 eine mittlere Abundanz von 980 Tieren und für die östlich daran anschließenden deutschen Meeresgebiete der Ostsee eine mittlere Abundanz von 601 Tieren. Im darauffolgenden Jahr 1996 wurden in diesen Gebieten eine mittlere Abundanz von 1.830 Tieren bzw. gar keine Wale gesichtet. Die berechneten Abundanzen liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie die Abundanzen der MINOS-Erfassungen und zeigen ebenfalls einen auffälligen West-Ost-Gradienten.

SCHEIDAT et al. (2008) ermittelten zwischen März 2003 und Mai 2006 für die deutsche Ostsee Dichten, die in einem Bereich von 0,02 - 0,20 Individuen pro km² (Abundanz = 457-4610 Tiere) schwankten. Weitere Befliegungen zwischen 2008 und 2013 ergaben Dichtewerte zwischen 0,00 und 0,70 Ind. pro km² (GILLES & SIEBERT 2009, GILLES et al. 2011, GILLES et al. 2014), wobei der Höchstwert von 0,70 Ind. pro km² für den Bereich der Kieler Bucht als nicht dauerhaft eingestuft wird.

Im östlichen, um Rügen gelegenen Bereich der deutschen Ostsee wurden nach nahezu allen Befliegungen Dichten von 0,00 Ind. pro km² berechnet. Im Juli 2002 wurde jedoch während der Befliegung eine ungewöhnlich hohe Anzahl von Schweinswalen im Gebiet der Oderbank gesichtet, was die Dichte für diesen Flug auf 1,02 Ind. pro km² ansteigen ließ (SCHEIDAT et al. 2008). Die hier festgestellte stark erhöhte mittlere Gruppengröße von 2,63 Tieren pro Sichtung (höchster festgestellter Wert bei den Erfassungen) weist auf die temporäre Verfolgung einer Nahrungsquelle hin, die auf eine kurze, zeitlich begrenzte Einwanderung schließen lässt. Insgesamt belegen aber auch

diese Daten den Dichtegradienten von West nach Ost innerhalb der westlichen Ostsee und zeigen weiterhin an, dass die Reduzierung der Dichte in den Gewässern um Rügen am stärksten ist.

VERFUß et al. (2007a,b) konnten mittels passivem akustischen Monitoring einen signifikanten Unterschied in der Aktivitätsdichte unterschiedlicher Jahreszeiten nachweisen. Vom Frühjahr zum Sommer hin stieg der Anteil an Schweinswalpositiven Tagen (% PPD) an, um dann vom Herbst zum Winter wieder zu sinken. Fasst man die ermittelten Daten der MINOS-Befliegungen nach Jahreszeiten getrennt zusammen, ergibt sich, unter Beachtung der oben genannten Restriktionen, eine ähnliche Tendenz des saisonalen Verlaufs der Schweinswal-Dichten. Im Winter ist die über alle Jahre gepoolte Rasterdichte im gesamten Untersuchungsgebiet am niedrigsten, um dann im Frühling von Westen her anzusteigen und im Sommer ein Maximum zu erreichen (GILLES et al. 2007). Im Herbst sinken die Dichten dann wieder ab, sind aber insgesamt höher als die ermittelten Frühlingsdichten. Da für die Ostsee belegt ist, dass akustische Aktivitätsdichten relativ gut mit den ermittelten Flugdichten korrelieren (SIEBERT & RYE 2008), kann davon ausgegangen werden, dass auch die saisonalen Tendenzen der MINOS-Flugdichten den jahreszeitlichen Verlauf der Schweinswalabundanzen wiedergeben, auch wenn diese nicht statistisch signifikant sind.

Weiterführende akustische Untersuchungen belegen die auffällige Saisonalität in den deutschen Gewässern östlich der Darßer Schwelle. GALLUS & BENKE (2013) konnten für den Zeitraum 2011/2012 erneut nachweisen, dass die akustische Aktivitätsdichte im Sommer und Herbst am höchsten ist, zum Winter hin deutlich absinkt und bis zum Beginn des Sommers stark reduziert bleibt.

Aktuelle Ergebnisse des Zeitraums von 2009 bis 2013 belegen sowohl den Gradienten mit nach Osten hin abnehmender akustischer Schweinswalaktivität als auch die Saisonalität GALLUS & BENKE (2014).

Insgesamt kann festgehalten werden, dass alle ermittelten Schweinswaldichten aus der Ostsee konsequent geringer sind, als Dichten aus vergleichbaren Erhebungen in der Nordsee. GILLES et al. (2007) stellten in ihrer vergleichenden MINOS-Untersuchung fest, dass die während der Flugeraufnahme ermittelten Dichten in der Ostsee etwa um den Faktor 10 geringer waren als in der Nordsee. Untersuchungen für Umweltverträglichkeitsprüfungen von Windparks haben in der Ostsee ähnliche Ergebnisse gebracht. Das zeitliche und räumliche Auflösungsvermögen dieser Untersuchungen ist noch höher einzustufen als das von MINOS, da eine wesentlich kleinere Fläche mit hohem Beobachtungsaufwand, sowohl vom Schiff als auch flugzeuggestützt, kartiert wurde. Für die OWP-Vorhaben „Baltic 2“, „Arkonabecken Südost“ und „Ventotec Ost 2“ wurden von November 2001 bis September 2004 insgesamt 155 Schiffstransektfahrten und 54 Flugtransekterfassungen durchgeführt. Die Sichtungsrate von Schweinswalen war mit insgesamt sieben gesichteten Schweinswalen (darunter keine Jungtiere) extrem niedrig und bestätigt die Ergebnisse der MINOS-Erfassungen (BSH 2009). Das akustische Monitoring mittels T-PODs erbrachte in den Untersuchungsgebieten der OWP-Vorhaben keinerlei Nachweise von Schweinswalen und liefert damit ähnliche Ergebnisse wie VERFUß et al. (2007a, b) sowie GALLUS & BENKE (2014) die in ihrem östlichsten Untersuchungsbereich ebenfalls geringe bis sehr geringe Aktivitätsdichten von Schweinswalen nachwiesen.

5.1.3 Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung

Die Verletzung oder Tötung eines Schweinswals wäre ein „worst case“ im Falle des Aufenthalts eines Individuums im Nahbereich des Rammens (Verletzung der Hörorgane) oder bei Kollision mit einem Schiff (Verletzung oder Tötung). Für den Schweinswal ist die Wahrscheinlichkeit aufgrund seines sporadischen Auftretens im Gebiet nur gering. Der Nahaufenthalt eines Schweinswals im Rammbereich wird zudem durch die in Kapitel 5.1.1 genannten Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen voraussichtlich weitgehend unterbunden. Da die Verlege- und Transportschiffe zum Typ „langsam fahrendes Schiff“ gehören, wird kein größeres Risiko einer Tierkollision gesehen, als jenes, das durch den allgemeinen Schiffsverkehr in diesem Seegebiet vorhanden ist.

Der Verbotstatbestand „Fangen, Töten, Verletzen“ kann bei Durchführung von geeigneten und an den aktuellen Stand der Technik anzupassenden Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen vermieden werden, da Individuen bei Rammarbeiten nicht mehr in die letale Zone vordringen. Kollisionen mit Verlegeschiffen sind als höchst unwahrscheinliche Ausnahme anzusehen (Typ langsam fahrendes Schiff, keine höhere Wahrscheinlichkeit einer Kollision als durch den sonst stattfindenden Schiffsverkehr). Nennenswerte bau-, anlage- und betriebsbedingte Verluste von Individuen durch Töten/Verletzen infolge von Kollisionen mit den Baugeräten (z. B. Verlegeschiffen) oder den Fundamenten sind nicht zu erwarten.

5.1.4 Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung

Aus folgenden Gründen ist nicht von erheblichen Störungen, die sich negativ auf den Erhaltungszustand der Schweinswalpopulation auswirkt, auszugehen:

- Schweinswale treten nur sporadisch im Bereich des Vorhabensgebietes auf.
- die in der Bauphase auftretenden Störungen werden durch die in Kapitel 5.1.1 beschriebenen Maßnahmen gemindert und sind sowohl zeitlich als auch räumlich begrenzt.
- pro Rammungsvorgang werden nur wenige Stunden bis ca. zwei Tage benötigt, so dass das gestörte Gebiet von den Tieren nach Ende der Störung in längeren Phasen ohne Bautätigkeiten wieder genutzt werden kann. So wurde im dänischen Offshore-Windpark Horns Rev 2 in der Nordsee zwar eine anhaltende Verringerung der Schweinswalhäufigkeit im Bereich der Baustelle während der gesamten Bautätigkeit festgestellt. Nach Abschluss der Bauarbeiten wurden aber keine anhaltenden Veränderungen mehr festgestellt (BRANDT et al. 2011).

5.1.5 Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten

Exakt räumlich abgrenzbare Fortpflanzungsstätten des Schweinswals sind nicht bekannt. Gebiete mit anhaltend besonders hohen Dichten von Schweinswalen bei gleichzeitig hohen Kälberanteilen, z. B. westlich von Amrum und Sylt in der Nordsee (Sylter Außenriff), gibt es in der Ostsee nicht. Ruhestätten des Schweinswals im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhephasen gezielt aufgesucht werden, gibt es nicht, da sich auch Mutter-Kind-Paare frei im Meer bewegen.

Aus folgenden Gründen kann davon ausgegangen werden, dass es nicht zu einer Zerstörung oder Beschädigung von Aufzucht- und Ruhestätten kommt:

- Schweinswale treten nur sporadisch im Bereich des Vorhabensgebietes auf.
- Das Vorhabensgebiet „Windanker“ hat keine Funktion als Aufzuchtgebiet, da keine hohen Dichten bei gleichzeitig hohen Kälberanteilen vorliegen.
- Es gibt Hinweise darauf, dass Offshore-Windparks von Schweinswalen auch als Fortpflanzungsstätte aufgesucht werden (SCHEIDAT et al. 2011, BRANDT et al. 2011).
- Die Auswirkungen des Windparks werden entsprechend Kapitel 5.1.1 gemindert.

5.1.6 Fazit

Für den Schweinswal als einzige für das Untersuchungsgebiet nachgewiesene streng geschützte Meeressäugerart ist unter der Voraussetzung, dass an den aktuellen Stand der Technik angepasste Vermeidungsmaßnahmen durchgeführt werden, ein Verstoß gegen die artenschutzrechtlichen Verbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG nicht zu erwarten.

Eine weitergehende Ausnahmeprüfung gemäß § 45 Abs. 7 BNatSchG ist nicht erforderlich.

5.2 Fledermäuse

5.2.1 Spezifische Wirkungen des Vorhabens und Vermeidungsmaßnahmen

Für ziehende Fledermäuse besteht eine mögliche artenschutzrechtlich relevante Vorhabensauswirkung in Form der Kollisionsgefährdung mit den WEA, insbesondere im Rotorbereich, der von Fledermäusen gerne zur Insektenjagd aufgesucht wird.

Es ist davon auszugehen, dass die einzelnen Fledermausarten während des Zuges über der Ostsee ähnliche Verhaltensmuster wie an Land zeigen und die möglichen Vorhabensauswirkungen weitgehend gleich sind. Offshore-WEA können eine anziehende Wirkung ausüben, da die WEA als Rastplatz beim mehrstündigen Überflug über die Ostsee in Frage kommen und die Rotorbereiche Insekten anziehen können. So berichten AHLÉN et al. (2009) von an Nearshore-WEA jagenden und dabei über mehrere Tage in den Gondeln rastenden Fledermäusen.

Zur Minderung von Fledermauskollisionen mit WEA schlagen BALLASUS et al. (2009) und BRINKMANN et al. (2009) folgende Maßnahmen vor, deren Umsetzbarkeit und Wirksamkeit jedoch einer fachlichen Prüfung vor Ort bedarf:

- diffuse Beleuchtung der Anlagen und Verzicht auf weißes Blitzlicht, damit Fledermäuse ohne Blendung die WEA als Hindernisse erkennen können
- Verwendung von Licht mit geringem UV-Anteil zur Vermeidung der Attraktion von Insekten, Verwendung von Feuer w, rot
- Reduzierung der Beleuchtung auf ein Minimum und Vergrößerung der Intervalle zwischen den einzelnen Lichtimpulsen
- Kennzeichnung der Rotorblattspitzen zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit bei lateraler Annäherung
- Reduzierung der Beleuchtung bei kollisionsförderndem Wetter und transpondergestützte Anschaltung der Beleuchtung bei Annäherung von Schiffen oder Flugzeugen

- Abschaltung der WEA oder Reduzierung der Drehgeschwindigkeit bei starker Fledermausaktivität und kollisionsfördernden Wetterlagen (windarme, warme und niederschlagsarme Nächte im Spätsommer/Herbst)

5.2.2 Verbreitung und Lebensraum der Arten

Der geplante OWP „Windanker“ liegt abseits der für den Herbstzug angenommenen Konzentrationspunkte an der südschwedischen Küste (Abb. 2). Auch liegt er mit 37 km Entfernung von Rügen nicht mehr im Bereich der zu erwartenden küstennahen Konzentrationspunkte für den Frühjahrszug. Durch die Streuwirkung des Zuges nimmt die Konzentration ziehender Fledermäuse mit zunehmender Entfernung zur Küste ab. Unter der Annahme, dass im Vorhabensgebiet eine Streuung ziehender Fledermäuse eine Rolle spielt, ist im Untersuchungsgebiet ein diffuser Fledermauszug von Einzeltieren oder kleinen Gruppen möglich. Die Ergebnisse der Untersuchung von IFAÖ (2015b) scheinen die bislang publizierten Vermutungen über Häufigkeit, Artenspektrum, Zugkorridore und Zugverhalten zu bestätigen. Untersuchungen und Beobachtungen von Fledermäusen auf der Ostsee-Forschungsplattform FINO 2 decken sich ebenfalls mit diesem Bild.

Nachfolgend werden die nachgewiesenen Arten sowie die weiteren in Tab. 4 genannten potenziell auftretenden Arten beschrieben. Die nachfolgenden Ergebnisse der Konfliktanalyse sind ausdrücklich auch auf andere potenziell vorkommende Fledermausarten übertragbar.

Rauhautfledermaus

Die Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) ist als mobile Art (BARRE & BACH 2004) eine typische „Wanderfledermaus“ (SKIBA 2007). Der Frühjahrszug findet witterungsabhängig zwischen März und Mai statt (FIEDLER 1993). Die Rauhautfledermaus befindet sich im Sommer mit Wochenstuben vor allem in Skandinavien, im Baltikum, in Polen, Russland und Deutschland. Die Art kommt in den Sommermonaten in Deutschland zwar verbreitet, allerdings nur gebietsweise vor und wird in Norddeutschland am häufigsten registriert (BOYE et al. 1999). Die Wochenstuben sind aber weitgehend auf Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern beschränkt (PETERSEN et al. 2004). Zur Zugzeit im Frühjahr und Herbst werden in Deutschland oft ziehende Tiere beobachtet (BSH 2009). Die Art überwintert in weiter südlich und südwestlich gelegenen Gebieten Europas. Es mehren sich die Hinweise darauf, dass Rauhautfledermäuse auch in Norddeutschland überwintern. Rauhautfledermäuse bevorzugen abseits von WEA Flughöhen von nur 3-8 m, an WEA fliegen sie wesentlich höher (SKIBA 2007). Es gibt keine verlässliche Abschätzung der Populationsgröße in Deutschland (BOYE et al. 1999). Die Art wurde zur Zugzeit regelmäßig auf der Ostsee angetroffen (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013).

Zwergfledermaus

Die Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) gilt als ortstreue Art. Zwischen Sommer- und Winterquartieren liegen Distanzen bis etwa 50 km (GRIMMBERGER & BORK 1979, SIMON 1998). Wanderungen einzelner Individuen von bis zu 770 km und erfolgreiches Heimfinden nach Verfrachtung über 143 km sind aber belegt (ROER 1989). Die Zwergfledermaus ist die in Deutschland am häufigsten erfasste Fledermausart (BOYE et al. 1999). Die Quartiere befinden sich meist an Gebäuden, im Winter zum Teil auch in Höhlen, die Jagd erfolgt nahe an der Vegetation, u. a. im Bereich von WEA aber auch höher (ZAHN et al. 2014). Die Zwergfledermaus wurde nur in geringer Anzahl über

der Ostsee festgestellt (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Es gibt Hinweise, dass die Art auch Langstreckenwanderungen, möglicherweise übers Meer, vornimmt (BSH 2009).

Mückenfledermaus

Bei der Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*) weisen Funde in Entfernungen bis zu 1.280 km und das Auftreten von Paarungsgruppen in Gebieten, in denen die Art im Sommer nicht gefunden wurde, auf Wanderbewegungen hin. Ein Teil der Populationen ist aber auch standorttreu. Quartiere befinden sich an Häusern, in Fledermauskästen und Baumhöhlen, im Winter auch in Höhlen. Die Jagd erfolgt nahe an der Vegetation (DIETZ & KIEFER 2014). Die Art wurde regelmäßig und zum Teil in größerer Anzahl über der Ostsee festgestellt (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Es gibt Hinweise, dass die Art möglicherweise auch Langstreckenwanderungen über das Meer vornimmt (BSH 2009).

Großer Abendsegler

Der Große Abendsegler (*Nyctalus noctula*) kommt im Bereich der Ostsee von Südkandinavien und Südfinnland über das Baltikum und Polen bis Norddeutschland vor (DIETZ & KIEFER 2014). In Deutschland kommt die Art im Winter und Sommer verbreitet vor, jedoch in unterschiedlicher Dichte. Wochenstubenkolonien sind vorwiegend in Norddeutschland zu finden (GLOZA et al. 2001). Die Quartiere befinden sich in Baumhöhlen, aber auch in exponierten Gebäuden. Die Jagd erfolgt im freien Luftraum. Die Art gilt als Weitstreckenzieher, Sommer- und Winterquartiere können mehr als 1.000 km auseinander liegen. Die weiteste, festgestellte Wanderstrecke betrug fast 1.600 km (DIETZ & KIEFER 2014). Ab Anfang bis Mitte November beginnt der Einflug in die Winterquartiere (MEISE 1951). Die Rückkehr in die norddeutschen Wochenstubenquartiere erfolgt bei wandernden Individuen im April und Mai. Die sehr hohe Wanderdynamik der Art lässt eine verlässliche Abschätzung des Bestands nicht zu (BOYE et al. 1999).

Bei den Saisonwanderungen fliegen die Tiere wahrscheinlich über 100 km pro Nacht (WEID 2002). Auf dem Festland konnten bisher Hunderte vorbeiziehende Große Abendsegler mit Geschwindigkeiten von 40-70 km/h in einer Höhe von 40 bis 150 m registriert werden (SKIBA 2007). Die Flughöhen reichten auf Falsterbo regelmäßig bis 1.200 m (AHLÉN 2003). Nach SKIBA (2007) liegen die Werte bei 180 m, oft auch wesentlich höher. Dies hängt, ähnlich wie bei Mauerseglern und Schwalben, mit dem Insektenfang zusammen: Insektenschwärme fliegen vielfach in Höhen von 600 m und darüber (BECKER 2002). AHLÉN et al. (2009) vermuten, dass bei großen Zughöhen auch ein Ausweichen zum Schutz vor Greifvögeln eine Rolle spielen kann. Sie stellten außerdem fest, dass die Art über der Ostsee häufig in Höhen unter 10 m fliegt und nur bei Annäherung an Hindernisse in größere Höhe aufsteigt. In Küstenregionen Südschwedens sind Individuen beobachtet worden, die während der üblichen Vogelzugzeit das Land Richtung Meer verlassen haben. Winterfunde von in Schweden beringten Tieren wurden zudem in Deutschland registriert (AHLÉN 1997, AHLÉN et al. 2002). Der Große Abendsegler wurde regelmäßig im Offshorebereich der Ostsee nachgewiesen (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013).

Kleiner Abendsegler

Der Kleine Abendsegler (*Nyctalus leisleri*) kommt in Europa nördlich bis nach Südschweden, und in das südliche Baltikum vor (DIETZ et al. 2007). In Mecklenburg ist er mit wenigen Reproduktionsnachweisen sehr selten und auch im übrigen Deutschland nicht häufig. Die Art gilt als wanderfreudig mit Wanderungen, die im Einzelfall über 1.500 km reichen. Der Kleine Abendsegler bewohnt

Bäume, kommt besonders im Winter bisweilen aber auch an Gebäuden vor und sucht seine Nahrung meist im freien Luftraum (DIETZ & KIEFER 2014).

AHLÉN et al. (2009) und SEEBENS et al. (2013) konnten die Art vereinzelt über der Ostsee beobachten. Es ist nicht auszuschließen, dass ein Teil der südschwedischen Population die Ostsee zur Zugzeit überquert.

Nordfledermaus

Die Hauptvorkommen der Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*) liegen in Nordeuropa und in den mitteleuropäischen Hochgebirgen (PETERSEN et al. 2004). In Deutschland wurden bisher nur sehr wenige Wochenstuben gefunden, zudem überwiegend in geografisch eng begrenzten, walddichten Mittelgebirgslagen (PETERSEN et al. 2004). Obwohl die Art überwiegend ortstreu ist, wandern einzelne Tiere bisweilen großräumiger. Vorkommen einzelner wandernder oder überwinternder Tiere sind in vielen Teilen Deutschlands nachgewiesen, in Mecklenburg zuletzt 1999 (POMMERANZ & HERRMANN 2001). Die weiteste nachgewiesene Wanderstrecke betrug 445 km (TRESS 1994). Ansammlungen der Nordfledermaus wurden zudem in Küstenregionen Südschwedens beobachtet (AHLÉN et al. 1997). Über der Ostsee wurde die Art mehrfach nachgewiesen (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Die bisherigen Beobachtungen weisen darauf hin, dass die Nordfledermaus eventuell Langstrecken-Wanderungen übers Meer unternimmt (BSH 2009).

Breitflügelfledermaus

Die Breitflügelfledermaus (*Eptesicus serotinus*) kommt nördlich bis Dänemark, Südschweden und bis in das Baltikum vor. Sie nutzt im Norden ihres Verbreitungsgebiets fast ausschließlich Gebäude als Quartier. Die Art ist überwiegend ortstreu mit Wanderdistanzen bis 50 km, im Einzelfall wurden aber auch schon Überflüge bis 330 km festgestellt. Als Jagdgebiet werden halboffene Landschaften aber auch der freie Luftraum aufgesucht (DIETZ et al. 2007). Über der Ostsee wurde die Art mehrfach nachgewiesen (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013).

Zweifarbflledermaus

Die Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*) ist an der Ostsee von Ostdänemark, Südschweden und Südfinnland, über das Baltikum bis Polen und Nordostdeutschland verbreitet. Die osteuropäischen Populationen führen saisonale Wanderungen nach Südwesten durch (DIETZ & KIEFER 2014). Durch Markierung ist sogar ein Überflug über 1.440 km von Estland nach Oberösterreich nachgewiesen (MASING 1989). Aufgrund des Wanderverhaltens ist eine Abschätzung der Populationsgröße in Deutschland nicht möglich (BOYE et al. 1999). Die Zweifarbfledermaus erreicht in Deutschland die westliche Grenze ihres über den Osten Europas ausgedehnten Areals (BOYE et al. 1999). In Norddeutschland erscheint diese Art sehr selten. Bisher sind nur einzelne Wochenstuben, u. a. in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, bekannt (BOYE et al. 1999).

Die Art wurde in Südschweden beim Verlassen des Landes Richtung Meer beobachtet. Allerdings liegen in Deutschland keine Funde von Zweifarbfledermäusen vor, die in Schweden beringt wurden (AHLÉN, 1997; AHLÉN et al., 2002). Die bisherigen Erkenntnisse deuten aber darauf hin, dass die Zweifarbfledermaus vor allem zum Überwintern nach Deutschland kommt (BSH 2009). Die Art wurde von AHLÉN et al. (2009) in geringer Anzahl im Offshore-Bereich über der Ostsee festgestellt. Es gibt Hinweise, dass die Art auch Langstreckenwanderungen, möglicherweise übers Meer, vornimmt (BSH 2009).

Wasserfledermaus

Die Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*) ist rund um die Ostsee verbreitet und zählt zu den häufigeren Arten in Deutschland. Als Sommerquartiere werden meist Baumhöhlen aber auch Gewölbespalten und Brücken genutzt, als Winterquartier werden auch Höhlen und Keller aufgesucht. Die Wanderdistanzen liegen meist unter 150 km. Die Nahrung wird in der Regel nahe über der Wasseroberfläche gefangen, manchmal aber auch vegetationsnah an Waldrändern oder über Wiesen. Der freie Luftraum wird von der Art kaum genutzt (DIETZ et al. 2007).

Über der Ostsee wurde die Art mehrfach nachgewiesen, zum Teil auch im Nahrungsflug (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013). Es gibt keine Hinweise, dass die Art sich im Rotorbereich von Offshore-WEA aufhält.

Teichfledermaus

Mehr als die Wasserfledermaus gilt die nahe verwandte Teichfledermaus (*Myotis dasycneme*) als wandernde Art mit bis zu 300 km Wanderdistanzen. Die Art kommt in gewässerreichen Gebieten in Südschweden, Südfinnland, im Baltikum und in Russland sowie im nördlichen Mitteleuropa und in Osteuropa vor. Die Sommerquartiere liegen in Mittel- und Nordeuropa meist in Dachräumen, die Winterquartiere in Höhlen und Kellern. Die Jagd erfolgt wie bei der Wasserfledermaus meist über ruhigen Wasseroberflächen, selten über Wäldern oder Wiesen und meist etwas höher als bei der Wasserfledermaus (DIETZ et al. 2007). Die Art legt zwischen Quartier und Jagdgebiet bisweilen große Distanzen zurück.

Über der Ostsee wurde die Art mehrfach nachgewiesen, zum Teil auch im Nahrungsflug (AHLÉN et al. 2009, SEEBENS et al. 2013).

Braunes Langohr

Das Braune Langohr (*Plecotus auritus*) gilt als ortstreue Art. Die Wanderungstrecken liegen meist nicht über 30 km, maximal wurden 90 km festgestellt. Die Art besiedelt Wälder, Gärten und Parks. Als Quartier dienen Baumhöhlen, Fledermauskästen, im Norden auch Dachböden, im Winter auch Höhlen und Keller. Die Nahrungssuche erfolgt dicht an der Vegetation (DIETZ et al. 2007). Sie ist in Skandinavien, Ost- und Mitteleuropa verbreitet. AHLÉN et al. (2009) wiesen ein Individuum der Art einmal über der Ostsee nach. Es ist unwahrscheinlich, dass die Art regelmäßige Wanderbewegungen über die Ostsee unternimmt.

5.2.3 Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung

Da keine systematischen Untersuchungen zur Intensität des Zuges dieser streng geschützten Arten im Untersuchungsraum vorliegen, legen die nachfolgenden Prognosen den theoretischen „worst case“ zugrunde. Laut SKIBA (2007) ist anzunehmen, dass Fledermäuse durch Licht, Wärme und Insekten an WEA angelockt werden, um zu rasten oder um Insekten zu fangen. Die Fledermäuse können bei der Annäherung an die WEA durch Nachlaufströmungen und Turbulenzen ein tödliches Barotrauma erleiden oder direkt mit den Anlagen kollidieren.

Die Verletzung oder Tötung eines Tieres wäre ein „worst case“. Er setzt voraus, dass eine Fledermaus beim Zug über das Meer in den Rotorbereich des Windparks gelangt und dort mit dem Rotor kollidiert.

Da die Tiere normalerweise entweder deutlich höher als die Reichweite der Rotoren oder unmittelbar über der Wasseroberfläche und damit unter dem Rotorbereich fliegen, sind Kollisionen in der Regel nur bei Jagdaktivitäten im Rotorbereich zu erwarten. 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. 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 ein Fehlen ausgeprägter Zugleitlinien bewirkt, solche Kollisionen äußerst unwahrscheinlich. Auf Individuenebene sind sie aber nicht vollständig auszuschließen. Es handelt sich dann um „unvorhersehbare Einzeleignisse“, die gemäß einschlägiger EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

5.2.4 Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung

Erhebliche Störungen während der Fortpflanzungs-, Aufzucht- und Überwinterungszeiten durch den Offshore-Windpark sind auszuschließen. Lediglich während der Wanderungszeiten sind erhebliche Störungen zu diskutieren. Da nach bisherigen Erkenntnissen damit zu rechnen ist, dass nur wenige Exemplare in meist deutlich größeren Höhen oder unmittelbar über der Wasseroberfläche den Windpark queren, ist eine populationswirksame erhebliche Störung nicht zu erwarten. Eine Störung durch Barrierewirkungen und Scheueffekte ist ebenfalls nicht zu erwarten, da das Vorhabensgebiet nur einen kleinen Ausschnitt der in diffuser Streuung überflogenen Ostsee darstellt.

5.2.5 Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten

Der Verbotstatbestand „Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten“ kann nicht eintreten, da sich diese ausschließlich an Land befinden.

5.2.6 Fazit

Im Hinblick auf die im Vorhabensgebiet potenziell vorkommenden streng geschützten Fledermausarten ist ein Verstoß gegen die artenschutzrechtlichen Verbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG nicht zu erwarten. Die Ergebnisse der Prüfung lassen sich auf potenzielle Vorkommen nicht explizit aufgeführter Fledermausarten übertragen. Eine weitergehende Ausnahmeprüfung gemäß § 45 Abs. 7 BNatSchG ist nicht erforderlich.

5.3 Rastvögel

5.3.1 Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen

Für die Artengruppe sind gemäß IFAÖ (2015a) spezifische Empfindlichkeiten gegenüber visuellen Störreizen durch die WEA und den Schiffsverkehr sowie durch ein erhöhtes Kollisionsrisiko an Rotoren und festen Anlagenteilen gegeben. Dabei sind folgende artenschutzrechtlich relevanten Auswirkungen denkbar:

- Kollisionen mit Rotor und Anlagenteilen (Verbotstatbestand der Verletzung/Tötung)

- Scheuch- und Barrierewirkung durch WEA (Verbotstatbestand der erheblichen Störung bzw. der Beschädigung oder Zerstörung von Ruhestätten)
- Scheuchwirkung durch Schiffsverkehr und Bautätigkeit für diesbezüglich empfindliche Arten der Meerenten, Seetaucher und Alken (Verbotstatbestand der erheblichen Störung bzw. der Beschädigung oder Zerstörung von Ruhestätten)

Zur Minderung des Kollisionsrisikos werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen, deren Umsetzbarkeit, Wirksamkeit jedoch einer fachlichen Prüfung vor Ort bedarf (vgl. HÖTKER et al. 2004, BALLASUS et al. 2009, http://www.avitec-research.de/de/projekt_avilux.htm):

- diffuse Beleuchtung der Anlagen, so dass die Vögel ohne Blendung die Hindernisse erkennen können, Verzicht auf Schaftbeleuchtung
- Reduzierung der Beleuchtung auf ein Minimum und Vergrößerung der Intervalle zwischen den einzelnen Lichtimpulsen
- Verwendung von Feuer mit Farben mit geringer Attraktionswirkung auf Vögel
- Übermalen eines der drei Rotorblätter mit schwarzer Farbe bzw. Kennzeichnung eines Rotorblatts mit schwarzen Mustern zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit des Rotors
- Kennzeichnung der Rotorblattspitzen zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit bei lateraler Annäherung
- Erhöhung der Wahrnehmbarkeit durch akustische Signale, etwa durch einen Pfeifton oder durch Warnrufe
- automatisierte kontinuierliche Überwachung der Flugaktivitäten von Vögeln
- Reduzierung der Beleuchtung bei kollisionsfördernden Wetterlagen und transpondergestützte Anschaltung der Beleuchtung bei Annäherung von Schiffen oder Flugzeugen

5.3.2 Verbreitung und Lebensraum der Arten

Für die Artengruppe liegen Angaben aus den Fachgutachten von IFAÖ (2013c, 2014a) vor, die hier zusammengefasst wiedergegeben werden.

Tab. 7: Gegenüberstellung ausgewählter Rastvogelbestände im Vorhabensgebiet „Windanker“ zzgl. 2 km-Pufferzone (IFAÖ 2013c, 2014a) mit den 1%-Werten der biogeografischen Populationen und den Beständen der deutschen Ostsee

Art	Bestand der deutschen Ostsee***	1% der biogeografischen Population	max. Rastbestand im Vorhabensgebiet zzgl. 2 km-Pufferzone	Anteil am Bestand der dt. Ostsee	Anteil an der biogeografischen Population
Stern- und Prachtaucher	11.400	6.100*	60	0,53%	0,01%
Eisente	315.000	16.000*	60	0,02%	0,004%
Silbermöwe	70.000	20.100*	483	0,69%	0,02%
Heringsmöwe (<i>L. f. fuscus</i>)	160	560*	31	19,38%	0,06%
Mantelmöwe	7.000	4.200*	126	1,80%	0,03%
Sturmmöwe	11.500	16.400*	278	2,42%	0,02%
Lachmöwe	15.500	42.100*	10	0,06%	0,0002%

Art	Bestand der deutschen Ostsee***	1% der biogeografischen Population	max. Rastbestand im Vorhabensgebiet zzgl. 2 km-Pufferzone	Anteil am Bestand der dt. Ostsee	Anteil an der biogeografischen Population
Zwergmöwe	9.500	1.100*	21	0,22%	0,02%
Trottellumme	1.500	500**	136	9,1%	0,27%
Tordalk	3.600	550**	19	0,53%	0,03%

* nach WAHL & HEINICKE (2013) basierend auf WETLANDS INTERNATIONAL (2012)

** nach IFAÖ (2005)

*** nach MENDEL et al. (2008)

Seetaucher

Im Seegebiet nördlich von Rügen werden mittlere Dichten bis von >0-1 Ind./km² für den Sterntaucher angegeben (MENDEL et al. 2008). Höhere Dichten ergeben sich im Frühjahr östlich von Rügen. Auch die Ergebnisse von Flugzeugzählungen für die Artengruppe der Seetaucher zeigten lokale Dichten bis 1 Ind./km² (GARTHE et al. 2003, 2004, 2008; DIERSCHKE et al. 2012). Der Prachtaucher konnte dagegen nur südlich des Vorhabensgebietes dokumentiert werden, wobei er dort mit der gleichen Häufigkeitsklasse auftrat (MENDEL et al. 2008).

Die Dichten waren im gesamten Untersuchungszeitraum vergleichsweise gering und erreichten ihr Maximum im April 2012 mit 0,64 Seetauchern/km².

Basierend auf den Flugzeugzählungen ergeben die Bestandsschätzungen einen Maximalbestand von 60 Individuen im Vorhabensgebiet einschließlich 2 km-Pufferzone. Diese Werte stützen sich, abweichend vom in Kapitel 2.2 dargestellten Vorgehen, auf die bei dieser Artengruppe zuverlässigeren Flugzeugzählungen, da Seetaucher häufig weit vor Schiffen auffliegen, während sie bei Flugzeugzählungen in der Regel schwimmend erfasst werden können. Ein vergleichbares Bild liefern aber auch die Schiffszählungen, wobei vielfach keine Stern- und Prachtaucher angetroffen wurden.

Meeresenten

Alle verfügbaren Quellen dokumentieren das weiträumige Fehlen von Eiderente, Eisente, Trauerente, Samtente und Schellente im Bereich des Vorhabensgebietes und seinem Umfeld. Die sehr geringe Belegung vereinzelter Rasterzellen im Arkonabecken betreffen durchziehende Vögel.

Im Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone fehlten die Arten als Rastvögel weitgehend. Es wurden hochgerechnet auf der Grundlage von Flugzeugzählungen lediglich 16 Eisenten im ersten sowie einmal 12 und einmal 60 Eisenten im zweiten Untersuchungsjahr für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone ermittelt.

Silbermöwe

Das Seegebiet des südlichen Arkonabeckens zählt zu den Bereichen mit hohen Silbermöwenbeständen. Die Art ist die häufigste Möwenart in der Ostsee und tritt vor allem im Winter und Frühjahr mit großer Anzahl und weit verbreitet auf (MENDEL et al. 2008). Zu den Konzentrationsgebieten zählt die Region nördlich und nordwestlich Rügen, in die auch das Untersuchungsgebiet fällt. Die Gründe liegen in der Fischereiaktivität, da Silbermöwen auf der Ostsee von allen Möwenarten am häufigsten und mit den größten Individuenzahlen den Fischereifahrzeugen folgen (MENDEL et al. 2008). Die Dichten erreichen dadurch Werte > 5 Ind./km² (GARTHE et al. 2003, 2004, SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008, MARKONES & GARTHE 2009).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im Januar 2014 mit einem Monatsmaximum von 2,85 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 483 Individuen errechnet.

Heringsmöwe

Im Sommerhalbjahr wird die Heringsmöwe in geringem Umfang im Bereich des Arkonabeckens nachgewiesen. Die Dichten bleiben aber stets auf niedrigem Niveau von maximal 0,1-1 Ind./km² (GARTHE et al. 2004, MENDEL et al. 2008).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im April 2012 mit einem Monatsmaximum von 0,27 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 31 Heringsmöwen errechnet. Diese werden der Unterart *Larus fuscus fuscus* zugeordnet. Damit wurde zeitweilig ein erheblicher Anteil von 19,83% des Ostseebestandes im Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone angetroffen.

Mantelmöwe

Das Seegebiet nördlich von Rügen wird regulär von Mantelmöwen genutzt, wobei großflächig Dichten bis 2 Ind./km² erreicht werden (MENDEL et al. 2008). Dies trifft auch für das Vorhabensgebiet zu. Vor allem im Winterhalbjahr zeigen alle Quellen die höchsten Bestände und ein ähnliches Verbreitungsmuster.

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im Januar 2014 mit einem Monatsmaximum von 1,07 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 126 Individuen errechnet.

Sturmmöwe

Vor allem im Winter und Frühjahr lassen sich Sturmmöwen im Vorhabensgebiet und generell im Bereich des Arkonabeckens nachweisen. Dabei werden lokal Dichten >5 Ind./km² erreicht (GARTHE et al. 2003, 2004, SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im Februar 2013 mit einem Monatsmaximum von 0,77 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 278 Individuen errechnet.

Lachmöwe

Die Art hält sich im Seegebiet nördlich von Rügen nur in sehr geringer Anzahl und dann auf dem Durchzug auf. Sie wurde im Frühjahr lokal auch in tieferen Bereichen des Arkonabeckens mit 0,1-1,0 Ind./km² nachgewiesen (GARTHE et al. 2004).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im November 2012 mit einem Monatsmaximum von 0,05 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 10 Individuen errechnet.

Zwergmöwe

Vereinzelt traten Zwergmöwen mit Dichten von 0-0,1 Ind./km² im betreffenden Seegebiet auf (GARTHE et al. 2004). Andere Quellen weisen ebenfalls geringe (SONNTAG et al. 2006) bis keine Rastbestände der Art aus (MENDEL et al. 2008). Primär beschränkt sich die Verbreitung der Zwergmöwe im Arkonabecken auf die Zugzeiten im Frühjahr und Herbst.

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im September 2013 mit einem Monatsmaximum von 0,24 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 21 Individuen errechnet.

Trottellumme

Der Verbreitungsschwerpunkt der Trottellumme in der Ostsee besteht insbesondere entlang der Adlergrundrinne zwischen Oderbank und Adlergrund und deren Ausläufer in westliche Richtungen (MENDEL et al. 2008). Die Art tritt zu allen Jahreszeiten auf, aber erreicht im Winter die Höchstwerte. Die Literaturangaben zeigen im betreffenden Seegebiet eine flächige Dichte von >0-1 Ind./km² mit lokal höheren Werten von 1-2 Ind./km² (MENDEL et al. 2008). Aber erst die Aggregation von Daten über einen längeren Zeitraum ergibt das flächige Verbreitungsgebiet, wie die Abbildungen in Quellen mit geringerem Beobachtungsaufwand zeigen (vgl. SONNTAG et al. 2006, GARTHE et al. 2003, 2004).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im Dezember 2013 mit einem Monatsmaximum von 2,02 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 136 Individuen errechnet.

Tordalk

In der Vergangenheit wurde nur ein sehr geringer Bestand für den Tordalk in der deutschen Ostsee angegeben (SONNTAG et al. 2006, GARTHE et al. 2003, 2004). Nachdem in IFAÖ (2005) bereits bis zu 2.000 Individuen als Überwinterungsbestand im Arkonabecken ermittelt wurden, wiesen MENDEL et al. (2008) eine Gesamtanzahl von 3.600 für die deutsche Ostsee aus. Eigene Beobachtungen östlich Rügen ergaben in den letzten Jahren mehrfach Einzeltermine, an denen sich 2.500 bis >3.000 Individuen in der westlichen Pommerschen Bucht aufhielten, so dass der deutsche Ostseebestand zeitweise noch über den publizierten Werten liegen dürfte. Die Literatur weist Dichten von >0-1 Ind./km² im Bereich des Untersuchungsgebiets aus (MENDEL et al. 2008).

Die höchste Dichte auf Grundlage der Schiffszählungen wurde im April 2014 mit einem Monatsmaximum von 0,42 Ind./km² erreicht. Für das Vorhabensgebiet mit 2 km-Pufferzone wurde ein maximaler Bestand von 19 Individuen errechnet.

Gryllteiste

Schwerpunkt der Verbreitung der Gryllteiste in deutschen Gewässern ist der Bereich um den Adlergrund. Aufgrund der Ernährungsweise nahe dem Grund wird das tiefe Arkonabecken und damit auch das Vorhabensgebiet nicht regulär als Rastgebiet genutzt (SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008).

Während der Schiffszählungen wurden lediglich drei Gryllteisten beobachtet, zwei davon fliegend. Im größeren Untersuchungsgebiet der Flugzeugzählungen wurden nur vier Individuen festgestellt.

Weitere Arten

Aufgrund der Wassertiefe im Untersuchungsgebiet und der Entfernung zur Küste treten die übrigen Arten mit nur wenigen Individuen und/oder durchziehend auf.

Der **Kormoran** wies zwar eine relativ hohe Stetigkeit im Untersuchungsgebiet auf, wurde aber bis auf zwei Ausnahmen im ersten Untersuchungsjahr und acht Individuen im zweiten Untersuchungs-

jahr nur fliegend und dann primär im Frühjahr und Herbst erfasst. Die flugzeugbasierten Erfassungen ergaben lediglich einen schwimmenden Kormoran im zweiten Untersuchungsjahr.

Lappentaucher wurden bei früheren Untersuchungen nur unregelmäßig in der Umgebung des Vorhabensgebietes nachgewiesen (GARTHE et al. 2003, 2004, SONNTAG et al. 2006, MENDEL et al. 2008). Bei den Schiffszählungen wurden insgesamt nur drei Haubentaucher und fünf unbestimmte Lappentaucher festgestellt. Aus dem Flugzeug kann in der Regel keine Bestimmung der Lappentaucherarten vorgenommen werden. Die Nachweise mit dieser Methode verteilten sich vor allem auf die flacheren Gebiete nahe Rügen und die Adlergrundrinne außerhalb des Vorhabensgebietes.

Aus der Artengruppe der **Raubmöwen** wurden nur 23 Individuen festgestellt. Darunter befand sich eine rastende Skua, die anderen Raubmöwen wurden fliegend festgestellt.

Seeschwalben waren mit geringer Stetigkeit im Untersuchungsgebiet vertreten. Die Einzelnachweise verteilen sich auf fünf Flusseeeschwalben und eine Küstenseeschwalbe, zwei Brandseeeschwalben sowie 16 unbestimmte Seeschwalben.

5.3.3 Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung

Seetaucher

Als vornehmliche Tagzieher und sehr störungsempfindliche Arten mit dem höchsten Sensitivitätsindex (SSI³=43,3 bzw. 44,0) nach GARTHE & HÜPPOP (2004) weisen Seetaucher hohe Fluchtdistanzen gegenüber vertikalen Strukturen auf (PETERSEN et al. 2004), was das Kollisionsrisiko an OWEA senkt. 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 OWEA dokumentiert (zusammengestellt von DIERSCHKE & GARTHE 2006).

Zwar bevorzugten Seetaucher den Flughöhenbereich bis 20 m Höhe (IFAÖ 2013c, 2014a), es wurden aber auch Flughöhen bis 100 m, also auch innerhalb des potenziellen Gefahrenbereichs der OWEA festgestellt. In der Regel präferieren Seetaucher die unteren Flughöhenbereiche sehr stark (nach eigenen Untersuchungen bis zu 97%). Die von diesen Erfahrungswerten abweichende Höhenverteilung wird auf den geringen Stichprobenumfang zurückgeführt, so dass sich keine mit Sicherheit repräsentative Verteilung ergibt. Aufgrund des stark ausgeprägten Ausweichverhaltens gegenüber Offshore-Windparks ist aber selbst im Fall einer zunehmenden Gewöhnung an WEA nur für Einzeltiere von einem Kollisionsrisiko auszugehen. Bisher konnten denn auch keine konkreten Gefahrensituationen beobachtet werden. Entsprechend der geringen Kollisionswahrscheinlichkeit registrierte z. B. HANSEN (1954) innerhalb von 54 Jahren nur 12 Leuchtturmanflüge von Stern- tauchern (0,2 Vögel pro Jahr) und 2 Anflüge von Prachttauchern.

Zusätzlich wirken sich die in der Einleitung zu Kapitel 5.3.1 beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen mindernd auf das Kollisionsrisiko aus.

³SSI: von GARTHE & HÜPPOP (2004) erarbeiteter Sensitivitätsindex, der auf artspezifischen Empfindlichkeitsfaktoren von Seevogelarten gegenüber Offshore-Windparks beruht. Berücksichtigt werden Manövrierfähigkeit, Gefährdungs- und Schutzstatus; nächtliche Flugaktivität u. a.

Bei der Verletzung oder Tötung eines Tieres in Folge einer Kollision würde es sich somit um „unvorhersehbare Einzelereignisse“ handeln, die gemäß einschlägiger EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

Insgesamt betrachtet tritt nach dem aktuellen Erkenntnisstand der Verbotstatbestand des Fangens, Verletzens oder der Tötung bezogen auf Seetaucher durch den Windpark „Windanker“ nicht ein.

Meeresenten

Meeresenten 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). Der Windenergie-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) liegt für die Trauerente im mittleren und für die Eiderente und die Samtente im hohen Bereich (für die Eiderente wurde der Index nicht berechnet). Während das Gebiet des Adlergrundes eine hohe Bedeutung für rastende Meeresenten (Trauerenten, Eisenten, Samtenten, IFAÖ 2005) hat, weist das Untersuchungsgebiet zum Vorhaben „Windanker“ jedoch für Meeresenten keine Bedeutung als Rastgebiet auf (IFAÖ 2013c, 2014a).

Eiderenten wurden überwiegend bis 20 m Höhe fliegend festgestellt, größere Flughöhen bis 50 m wurden regelmäßig, darüber hinausgehende Höhen bis 100 m nur vereinzelt beobachtet.

Eisenten wurden überwiegend in den untersten 10 m Höhe fliegend festgestellt, darüber liegende Höhen wurden nur gelegentlich genutzt.

Das Gros der Trauerenten wurde bis in 50 m Höhe fliegend festgestellt. Größere Flughöhen (50-100 m) wurden selten beobachtet. Im Frühjahr wurden im Schnitt größere Flughöhen als im Herbst festgestellt.

Samtenten wurden nur ausnahmsweise festgestellt, Angaben zu Flughöhen liegen nicht vor.

Aufgrund der geringen Frequentierung des Vorhabensgebietes „Windanker“ durch Meeresenten als Rastvögel sowie der überwiegend geringen Flughöhen wird das Kollisionsrisiko als gering eingestuft. Zusätzlich wirken sich für die Trauerente die in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen mindernd auf das Kollisionsrisiko aus, insbesondere während nächtlicher Zugbewegungen.

Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag auch unter Einbeziehung der Maßnahmen zur Vermeidung und Minderung 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 WEA sind nicht zu erwarten.

Larus-Möwen

Larus-Möwen 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 nächtliche Flugaktivität dieser Arten wird als mittel eingestuft. Dennoch kann es aufgrund der starken Flugaktivitäten auf See, der durchschnittlichen Flughöhe (auf Höhe der Rotoren) und den Nachtflügen insbesondere bei schlechten Sichtverhältnissen zu Kollisionen kommen. Mantelmöwen nutzen sogar bisweilen die WEA als Rastplatz und meiden dabei auch nicht die Ro-

torbereiche. An küstennahen Windparks wurden Kollisionsoffer schon nachgewiesen (DIERSCHKE & GARTHE 2006). Dort zählen sie vergleichsweise häufig zu den Vogelschlagopfern, offenbar weil sie eine ausgesprochen geringe Scheu gegenüber WEA besitzen (HÖTKER et al. 2004).

Larus-Möwen wurden sowohl unter als auch innerhalb des potenziell gefährlichen Höhenbereichs festgestellt (IFAÖ 2013c, 2014a). Herings-, Zwerg-, Sturm-, Silber- und Lachmöwe sind mit einem SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP (2004) von 13,8-7,5 im mittleren bis unteren Bereich aber nicht als besonders kollisionsgefährdete Arten anzusehen. Auch die Empfindlichkeit der Mantelmöwe gegenüber Kollisionen wird, trotz der Einstufung des SSI im hohen Bereich, gemäß MENDEL et al. (2008) als gering eingestuft.

Wie in Kapitel 5.3.1 beschrieben, ereignen sich Kollisionen bei extremen Witterungsbedingungen oder nachts. Im Normalfall können die Möwen aufgrund ihrer guten Manövrierfähigkeit Kollisionen aber vermeiden.

Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag jedoch nicht auszuschließen. Bei solchen möglichen Kollisionsoffern handelt sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

Alken

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. Trottellummen und Tordalken sind keine besonders kollisionsgefährdeten Arten (niedriger bzw. mittlerer SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP 2004). Das Kollisions- bzw. Gefährdungsrisiko der Alkenvögel kann dementsprechend als sehr gering eingestuft werden.

Zusätzlich wirken sich die in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen mindernd auf das Kollisionsrisiko aus.

Insgesamt betrachtet tritt nach dem aktuellen Erkenntnisstand der Verbotstatbestand Fang, Verletzung, Tötung für Alken durch den Windpark „Windanker“ nicht ein. Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht völlig auszuschließen. Bei möglichen Kollisionsoffern 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 und Rotoren sind nicht zu erwarten.

Weitere Arten

Kormoran und **Lappentaucher** treten als Rastvögel im Untersuchungsgebiet nur selten auf, Angaben zu genutzten Flughöhen liegen nicht vor (IFAÖ 2013c, 2014a). Der Kormoran gilt während der Flugbewegungen zwischen verschiedenen Rastplätzen als sehr empfindlich gegenüber einer Kollision mit Hindernissen wie WEA (MENDEL et al. 2008). Der Windenergie-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) liegt im oberen Bereich. Aufgrund der Seltenheit im Bereich des Vorhabensgebietes „Windanker“ ist aber sowohl für den Kormoran als auch für Lappentaucher nicht von einer erhöhten Gefährdung durch Vogelschlag auszugehen.

Auch **Raubmöwen** wurden nur ausnahmsweise festgestellt, Angaben zu Flughöhen liegen nicht vor (IFAÖ 2013c, 2014a). Die Arten sind sehr gute Flieger mit einer sehr guten Manövrierfähigkeit.

Die nächtliche Flugaktivität dieser Arten wird als mittel eingestuft. Raubmöwen sind wenig empfindlich gegenüber WEA, so haben die Schmarotzerraubmöwe mit 10,0 und die Skua mit 12,4 niedrige WEA-Sensitivitätsindices (SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP 2004). Da Raubmöwen im Gebiet nur selten vorkommen, ist nur von einem geringen Kollisionsrisiko auszugehen.

Die Gefahr einer Kollision mit WEA, ist aufgrund der Flugfähigkeiten für **Seeschwalben** als gering einzustufen (MENDEL et al. 2008). Die nächtliche Flugaktivität wird als sehr gering eingeschätzt. Im Untersuchungsraum traten Seeschwalben nur selten auf (IFAÖ 2013c, 2014a). Für die Seeschwalben wird insgesamt von einem geringen Kollisionsrisiko ausgegangen. Der SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP (2004) ist mit 15,0 für die Fluss- und 13,3 für die Küstenseeschwalbe im Vergleich zur Brandseeschwalbe (SSI-Wert 25) recht niedrig. Allerdings ist vor allem bei schlechten Sichtbedingungen aufgrund der hohen Flugaktivität und der geringen Meidereaktion gegenüber OWEA mit Kollisionen mit technischen Bauwerken zu rechnen (MENDEL et al. 2008).

Zusätzlich wirken sich für die weiteren Arten die in Kapitel 5.3.1 beschriebenen Maßnahmen minderdend auf das Kollisionsrisiko aus.

Nach aktuellem Erkenntnisstand tritt der Verbotstatbestand der Verletzung oder Tötung für die aufgeführten weiteren Arten durch den Windpark „Windanker“ nicht ein. Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht auszuschließen. Bei möglichen Kollisionsopfern handelt es sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß der EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

5.3.4 Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung

Seetaucher

Basierend auf den Dichteberechnungen von IFAÖ (2013c, 2014a) werden im Bereich des Windparks zuzüglich einer umgebenden 2 km breiten Störzone rechnerisch maximal 60 Seetaucher verdrängt. Das entspricht ca. 0,53% des von MENDEL et al. (2008) geschätzten Rastbestandes der deutschen Ostsee und 0,01% der biogeographischen Population gemäß WETLANDS INTERNATIONAL (2012) (Tab. 7). Neuere Ergebnisse von PERCIVAL (2009, 2010, 2011) im Offshore-Windpark Kentish Flats vor der südöstlichen Küste von England weisen jedoch darauf hin, dass der Störradius zu groß dimensioniert ist und es nicht zu einer Totalverdrängung von Seetauchern durch Offshore-Windparks kommt (PERCIVAL 2010, 2011). Auch innerhalb der errichteten Offshore-Windparks Thanet vor der Themsemündung und Egmont aan Zee in der niederländischen Nordsee wurden regelmäßig einzelne Seetaucher beobachtet (ROYAL HASKONING 2012, LEOPOLD et al. 2011). TOPPING & KRAG PETERSEN (2011) gehen in einer kumulativen Betrachtung davon aus, dass ca. 90% der Seetaucher auf der Fläche eines Offshore-Windparks vertrieben werden und dass sich dieser Anteil bis auf 0% in einer Entfernung von 2 km verringert. Demnach wären sowohl die Summe als auch der Anteil der betroffenen Seetaucher deutlich geringer anzusetzen. Da das Vorhabensgebiet verglichen mit den weiterhin unbebauten Offshore-Bereichen kleinräumig ist, werden auch die Barrierewirkungen als geringfügig bewertet. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt. Eine erhebliche Störung, die sich auf den Erhaltungszustand der lokalen Populationen der Arten auswirkt, kann somit ausgeschlossen werden.

Meeresenten

Im Bereich des geplanten Windparks „Windanker“ zuzüglich einer umgebenden 2 km breiten Störzone wurde lediglich ein Rastbestand von maximal 60 Eisenten festgestellt. Damit wird der Wert von 1% der biogeografischen Population bei weitem nicht erreicht (Tab. 7). Das Gebiet ist aufgrund seiner Entfernung zur Küste und der Wassertiefe nicht als Rastfläche geeignet. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt. Eine erhebliche Störung, die den Erhaltungszustand der lokalen Populationen von Arten aus der Gruppe der Meeresenten verschlechtert, ist somit nicht gegeben.

Larus-Möwen

Möwen zeigen nur ein geringes Meideverhalten gegenüber OWEA, der SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP (2004) weist überdies nur durchschnittliche Werte auf. Daher ist trotz zeitweilig höherer Zahlen sich im Gebiet aufhaltender rastender Vögel nicht von einer erheblichen Störung auszugehen.

Alken

Gemäß IFAÖ (2013c, 2014a) halten sich im Bereich des geplanten Windparks „Windanker“ zuzüglich einer umgebenden 2 km breiten Störzone maximal 136 Trottellummen und 19 Tordalken auf. Das entspricht ca. 9,1 bzw. 0,53% der von MENDEL et al. (2008) geschätzten Ostseebestände und 0,27 bzw. 0,03% der biogeographischen Populationen, die gemäß WETLANDS INTERNATIONAL (2006) bei 50.000 Individuen der Trottellumme und 55.000 Individuen des Tordalken liegen. Störungen durch erhöhten Schiffsverkehr betreffen im Wesentlichen die Bauphase und bleiben räumlich wie zeitlich begrenzt. Eine erhebliche Störung, die sich auf den Erhaltungszustand der lokalen Populationen auswirkt, kann bei Anteilen weit unter 1% der jeweiligen biogeografischen Population ausgeschlossen werden (Tab. 7).

Weitere Arten

Aufgrund der geringen Individuenzahlen von **Kormoran**, **Lappentauchern**, **Raubmöwen** und **Seeschwalben** in Verbindung mit der Kleinräumigkeit des Vorhabens im Vergleich zu den weiterhin störungsfreien Meeresflächen ist eine erhebliche Störung dieser Arten bzw. Artengruppen nicht festzustellen. Es tritt somit keine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Populationen ein.

5.3.5 Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- / Ruhestätten

Für alle Rastvogelarten ist eine Entnahme, Beschädigung, Zerstörung von Fortpflanzungsstätten ausgeschlossen, da sich diese Lebensstätten an Land befinden und von den Vorhabenswirkungen keinesfalls erreicht werden (Kap. 4.1.4). Die nachfolgende Prüfung beschränkt sich daher auf den Verbotstatbestand der Zerstörung oder Beschädigung von Ruhestätten.

Seetaucher

Seetaucher gelten als sehr störungsempfindlich gegenüber WEA, was bei der Realisierung von Offshore-Windparks zu weit reichendem Habitatverlust führen kann (MENDEL et al. 2008).

Der Bereich des geplanten Windparks hat aber lediglich eine geringe Bedeutung für Seetaucher als Rastgebiet. Auf der vom Vorhaben beeinträchtigten Fläche von (Vorhabensgebiet zzgl. 2 km

Störabstand) sind entsprechend der Dichteberechnungen von IFAÖ (2013c, 2014a) 60 Seetaucher zu erwarten. Verglichen mit dem Gesamtbestand liegt der örtliche Rastbestand aber unter 1% der biogeografischen Population (Tab. 7).

Daher ist eine Zerstörung oder Beschädigung von abgrenzbaren Ruhestätten im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhephasen gezielt aufgesucht werden, nicht zu erwarten.

Meeresenten

Die verschiedenen Meeresentenarten gehören neben Seetauchern zu den besonders stöempfindlichen Arten, sie halten ca. 3 km Abstand zu Schiffen aller Art ein und meiden auch Offshore-Windparks (z. B. KAISER et al. 2006). Entsprechend führen Offshore-Windparks oder Nutzungen, die mit regelmäßigem Schiffsverkehr verbunden sind, zum direkten Habitatverlust (MENDEL et al. 2008). Insbesondere während der sehr energieaufwändigen, synchronen Schwingenmauser mit zeitweiliger Flugunfähigkeit von Juni/Juli bis Oktober/November sind Trauerenten auf störungsarme Meeresgebiete angewiesen. Der Windenergie-Sensitivitätsindex nach GARTHE & HÜPPOP (2004) liegt für die Trauerente im mittleren und für die Eiderente und die Samtente im hohen Bereich (für die Eisente wurde der Index nicht berechnet). Während das Gebiet des Adlergrundes gemäß IFAÖ (2005) eine hohe Bedeutung für rastende Meeresenten (Trauerenten, Eisenten und Samtenten) hat, weist das Untersuchungsgebiet zum Vorhaben „Windanker“ keine Bedeutung als Rastgebiet für Meeresenten auf (IFAÖ 2013c, 2014a). Von einem Entzug von Rastflächen bzw. Ruhestätten durch Scheuchwirkungen ist somit nicht auszugehen.

Auch der Bestand der mit 60 Individuen unter den Meeresenten noch am häufigsten im Untersuchungsgebiet festgestellten Eisente liegt weit unter dem Anteil von 1% an der biogeografischen Population (Tab. 7). Der Anteil des Rastbestandes im Bereich des Vorhabens „Windanker“ an der biogeografischen Population ist somit verschwindend gering. Ähnliches gilt für Eider-, Trauer- und Samtente.

Daher ist eine Zerstörung oder Beschädigung von abgrenzbaren Ruhestätten im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhephasen gezielt aufgesucht werden, nicht zu erwarten.

Alken

Trottellummen weisen mit 12,0 einen niedrigen SSI-Wert nach GARTHE & HÜPPOP (2004) auf. Beim Tordalk liegt der Wert mit 15,8 im mittleren Bereich der untersuchten Arten.

Für Alken ergeben sich gemäß Berechnung des IFAÖ (2013c, 2014a) im Bereich des geplanten Windparks „Windanker“ zuzüglich einer umgebenden 2 km breiten Störzone Rastbestände von maximal 136 Trottellummen und 19 Tordalken. Das entspricht ca. 9,1 bzw. 0,53% der von MENDEL et al. (2008) geschätzten Ostseebestände und 0,27 bzw. 0,03% der biogeographischen Populationen gemäß WETLANDS INTERNATIONAL (2012) (Tab. 7).

Der Rastflächenentzug wirkt sich für Alken daher nur in geringem Maße aus und eine Zerstörung oder Beschädigung von abgrenzbaren Ruhestätten im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG, die während Ruhephasen gezielt aufgesucht werden, ist nicht zu erwarten.

Weitere Arten

Aufgrund der geringen Individuenzahlen von **Kormoran**, **Lappentauchern**, **Raubmöwen** und **Seeschwalben** in Verbindung mit der Kleinräumigkeit des Vorhabens im Vergleich zu den weiterhin störungsfreien Meeresflächen und da davon auszugehen ist, dass die betroffenen Arten den

Windpark nicht vollständig meiden, ist die Möglichkeit des Rastflächenentzuges nur gering. Eine Beschädigung oder Zerstörung von Ruhestätten dieser Arten bzw. Artengruppen ist daher nicht zu erwarten.

5.3.6 Fazit

Für keine der im Gebiet nachgewiesenen Rastvogelarten ist ein Verstoß gegen die artenschutzrechtlichen Verbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG zu erwarten. Eine Ausnahmeregelung nach § 45 Abs. 7 ist für keine der nachgewiesenen Rastvogelarten erforderlich.

5.4 Zugvögel

5.4.1 Spezifische Vorhabensauswirkungen und Vermeidungsmaßnahmen

Für die Zugvögel sind spezifische Empfindlichkeiten gegenüber visuellen Störreizen durch die WEA, dem Schiffsverkehr sowie durch ein erhöhtes Kollisionsrisiko an Rotoren und festen Anlagenteilen gegeben. Dabei sind folgende artenschutzrechtlich relevanten Auswirkungen denkbar:

- Kollisionen mit Rotor und Anlageteilen (Verbotstatbestand der Verletzung/Tötung)
- Scheuch- bzw. Barrierewirkung durch WEA (Verbotstatbestand der erheblichen Störung und Beschädigung oder Zerstörung von Ruhestätten)

Zur Minderung des Kollisionsrisikos werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen, deren Umsetzbarkeit und Wirksamkeit jedoch einer fachlichen Prüfung vor Ort bedarf (vgl. HÖTKER et al. 2004, BALLASUS et al. 2009, http://www.avitec-research.de/de/projekt_avilux.htm):

- diffuse Beleuchtung der Anlagen, so dass die Vögel ohne Blendung die Hindernisse erkennen können, Verzicht auf Schaftbeleuchtung
- Reduzierung der Beleuchtung auf ein Minimum und Vergrößerung der Intervalle zwischen den einzelnen Lichtimpulsen
- Verwendung von Feuer mit Farben mit geringer Attraktionswirkung auf Vögel
- Übermalen eines der drei Rotorblätter mit schwarzer Farbe bzw. Kennzeichnung eines Rotorblatts mit schwarzen Mustern zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit des Rotors
- Kennzeichnung der Rotorblattspitzen zur Erhöhung der Wahrnehmbarkeit bei lateraler Annäherung
- Erhöhung der Wahrnehmbarkeit durch akustische Signale, etwa durch einen Pfeifton oder durch Warnrufe
- automatisierte kontinuierliche Überwachung der Flugaktivitäten von Vögeln
- Reduzierung der Beleuchtung bei starkem Vogelzug und kollisionsförderndem Wetter und transpondergestützte Anschaltung der Beleuchtung bei Annäherung von Schiffen oder Flugzeugen
- Abschaltung der WEA bei starkem Vogelzug und kollisionsfördernden Wetterlagen

5.4.2 Verbreitung und Lebensraum der nachgewiesenen Arten

Beim Zuggeschehen muss grundsätzlich zwischen Tag- und Nachtzug unterschieden werden. Während des Tagzuges orientiert sich eine Vielzahl von Vogelarten an Landmarken. Als Tagzieher sind eine Vielzahl von See- und Wasservögeln (Seetaucher, Kormorane, Gänse, Enten, Limikolen, Seeschwalben) sowie Singvögeln (Lerchen, Schwalben, Pieper, Stelzen, Finken und Stare u. a.) 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). Landvögel, insbesondere schwedischer Brutpopulationen, überfliegen die westliche Ostsee in großen Individuenzahlen (Tab. 8). Dabei sind in den Seegebieten zwischen Rügen und Schweden durch den halbinselartigen Charakter Rügens sowie der Landmasse Schwedens Zugverdichtungen zu erwarten. Hierauf deuten auch die Ergebnisse der Radarerfassungen von IFAÖ (2013d, 2014b) hin. Insbesondere bei westlichen Winden ist mit dem Erscheinen erhöhter Zahlen im Vorhabensgebiet zu rechnen.

Tab. 8: Bestandsschätzungen für Zugvögel verschiedenen Flugtyps im südlichen Ostseeraum (Angaben gelten nur für die Herbstsaison; nach HEATH et al. 2000 und SKOV et al. 1998) (IFAÖ 2010)

Zugtyp	Artengruppen	Herbstbestand
Wasservögel	Seetaucher, Lappentaucher, Ruderfüßer, Enten, Gänse, Säger, Watvögel, Möwen, Seeschwalben, Alken	10-20 Mio.
Landvögel: Thermiksegler	Greifvögel Kraniche	< 0,5 Mio. 50.000
Landvögel: Ruderflieger	Nachtzieher Tag/Nachtzieher, reine Tagzieher	200-250 Mio. 150-200 Mio.

Insgesamt wurden 146 Vogelarten für das Untersuchungsgebiet „Windanker“ nachgewiesen (IFAÖ 2013d, 2014b). Dabei ist am Zuggeschehen ein hoher Anteil (mehr als ein Drittel) an Arten beteiligt, die abnehmende Bestandstrends zeigen bzw. in verschiedenen Schutzkategorien eingeordnet sind.

Dem Untersuchungsgebiet wird auf Basis der bei den Beobachtungen des IFAÖ (2013d, 2014b) erzielten Daten in Verbindung mit vorhandenen Literaturdaten eine hohe Bedeutung für ziehende Wasservögel beigemessen.

Unter den Wasservögeln mit besonderem Schutz- oder Gefährdungsstatus ist der **Prachtaucher** mit bis zu 28 festgestellten ziehenden Individuen innerhalb der durchgeführten Erfassungen hervorzuheben. Sterntaucher und Prachtaucher haben einen Überwinterungsschwerpunkt in der östlichen Nordsee, der entweder von Norden entlang Jütlands oder von ostskandinavischen Populationen über der Ostsee ziehend erreicht wird. Dies gilt in stärkerem Maße für den Sterntaucher. Für Stern- und Prachtaucher werden Überwinterungszahlen in der östlichen Nordsee in Bereich von ca. 24.000 Individuen angegeben (Jahresmittel von 1980 bis 1993, SKOV et al. 1995). Etwa doppelt so viele Vögel überwintern in der Ostsee (ca. 56.000, DURINCK et al. 1994), wobei Schwerpunkte eher in der östlichen und mittleren Ostsee liegen. Der 1%-Wert der biogeographischen Population liegt nach WETLANDS INTERNATIONAL (2012) für den Prachtaucher bei 3.500 und für den Sterntaucher bei 2.600 Individuen. Dieser wird von beiden Seetaucherarten nicht erreicht.

Bei Berücksichtigung der gesamten Zugperiode wird davon ausgegangen, dass auch weitere Arten mit besonderen Schutz- oder Gefährdungskategorien wie **Weißwangengans** und **Zwergmöwe** das Vorhabensgebiet in bedeutendem Umfang queren. Gezählt wurden von der Weißwangengans maximal 685 und von der Zwergmöwe 164 Individuen. Während des Herbstzuges überquert die russische/baltische Population der Weißwangengans die Ostsee, um zu ihren Hauptüberwinterungsgebieten an der deutschen und niederländischen Nordseeküste zu gelangen. Im Verlauf des Frühjahrszuges fliegen Weißwangengänse meist im April über der offenen See bzw. über die südliche Spitze Südschwedens. Die Hauptzugtage fallen dabei in Perioden mit Rückenwind, die selektiv bevorzugt werden (GREEN & ALERSTAM 2000). Zwergmöwen sind Kurz- und Mittelstreckenzieher, die einen Breitfrontzug durch Europa vollziehen, wobei es an den Küsten zu großen Ansammlungen kommt. Am zahlenstärksten kommen Zwergmöwen in der deutschen Ostsee während des Herbstzuges vor. Im August und September befindet sich ein bedeutendes Vorkommen in der Pommerschen Bucht (MENDEL et al. 2008). Der 1%-Wert der biogeographischen Population liegt nach WETLANDS INTERNATIONAL (2012) für die Weißwangengans bei 7.700 und für die Zwergmöwe bei 1.100 Individuen. Dieser wird von beiden Arten nicht erreicht.

Zusätzlich zu den Arten mit besonderem Schutz- und Gefährdungsstatus traten auch **Eisente** und **Tordalk** mit maximal 6.346 bzw. 106 festgestellten Individuen mit bemerkenswerten Zahlen als Zugvögel auf. Die Zahlen bleiben allerdings weit hinter dem 1%-Wert der biogeographischen Population für die Eisente (WETLANDS INTERNATIONAL 2012) und für den Tordalk (IFAÖ 2005) zurück (vgl. Tab. 7). Die Ostsee beherbergt 90% der europäischen überwinternden Eisenten, die von den Mauerplätzen im Weißen Meer ab Ende Oktober eintreffen und bis in den Mai bleiben. In der deutschen Ostsee kommen Eisenten von allen Entenarten am häufigsten vor. Sie halten sich in großer Zahl sowohl in den küstennahen als auch küstenfernen Flachgründen auf (MENDEL et al. 2008). Tordalken kommen v. a. im Winter in geringen bis mittleren Dichten in weiten Teilen des Küsten- und Offshore-Bereichs der Pommerschen Bucht und weiter westwärts bis Zingst vor (MENDEL et al. 2008).

Eine hohe Bedeutung des Gebietes für nachts ziehende Landvögel ergibt sich aufgrund zu erwartender Konzentrationseffekte im Herbst durch die sich nach Süden trichterförmig verjüngende Landmasse Schwedens sowie im Frühjahr durch die halbinselförmige Landmasse Rügens und durch den Anteil gefährdeter Arten.

Für tagziehende Landvögel wird dem Vorhabensgebiet „Windanker“ vom IFAÖ (2013d, 2014b) insgesamt eine mittlere Bedeutung zugeordnet. Von den festgestellten Arten überschritt allerdings der **Kranich** mit 2.819 Individuen im Herbst des ersten Untersuchungsjahres 1% der biogeographischen Population, die gemäß WETLANDS INTERNATIONAL (2012) bei 2.400 Individuen liegt. Daher wird dem Vorhabensgebiet für den Kranichzug eine hohe Bedeutung beigemessen. Kraniche aus den verschiedenen Brutgebieten Nordeuropas nutzen unterschiedliche Zugwege in ihr Überwinterungsgebiet. Während östliche Populationen (Finnland, Baltikum) in Richtung S/SE ziehen (nach Israel, NW- und Ostafrika), fliegen Vögel der Teilpopulation, die dem westeuropäischen Zugweg von Norwegen, Schweden, Polen und Deutschland in ihre Winterquartieren nach Frankreich, Spanien und Nord-West-Afrika folgen, in Richtung Südwesten ab. Diese Population wird derzeit auf ca. 100.000 bis 130.000 Individuen geschätzt (PRANGE 2001). Für die westliche Ostsee sind insbesondere die schwedischen Vögel von Interesse, die auf dem Zug die Ostsee überqueren. Schweden hält gemeinsam mit Finnland den für das westliche Europa höchsten Bestand an Kranichen, der 2000 bzw. 2002 auf jeweils 15.000 bis 20.000 Brutpaare (BP) geschätzt wurde (BIRDLIFE INTERNA-

TIONAL 2004), wobei aufgrund der anhaltenden Bestandszunahme im letzten Jahrzehnt der aktuelle Brutbestand vermutlich etwas größer ist. Nach aktuellen Zählungen in Schweden wird die Anzahl der Individuen im Sommer auf 60.000 Individuen geschätzt (IFAÖ 2005).

Für Greifvögel hat das Vorhabensgebiet aufgrund der sehr geringen festgestellten Individuenzahlen und fehlender Hinweisen auf deutliche Konzentrationseffekte hingegen nur eine geringe Bedeutung.

Anhand der ziehenden Brutvögel Schwedens und Teilen Norwegens, die auf ihrem Weg zum Winterquartier die Ostsee überqueren müssen, kann auf das Ausmaß des Zuges von Singvögeln über der westlichen Ostsee geschlossen werden. Bei den am häufigsten in Schweden brütenden Singvögeln handelt es sich um folgende Arten: Fitis, Buchfink, Rotkehlchen, Baumpieper und Wintergoldhähnchen. Auch die Drosseln (Singdrossel, bis zu 3 Mio. BP), Gartengrasmäcken (bis 3 Mio. BP), Heckenbraunellen (bis 2,5 Mio. BP), Trauerschnäpper (bis 2 Mio. BP), Kohlmeisen (bis 2 Mio. BP) und Bergfinken (bis 2 Mio. BP) sind mit sehr hohen Brutbeständen in Schweden vertreten (PAZOGLOU et al. 2004). Obwohl keine Massenzugnächte festgestellt werden konnten, wird die Bedeutung des Untersuchungsgebietes für nachts ziehende Landvögel als hoch eingestuft. Gründe hierfür sind zu erwartende Konzentrationseffekte durch die sich nach Süden trichterförmig verjüngende Landmasse Schwedens auf dem Herbstzug bzw. durch die halbinselförmige Landmasse Rügens auf dem Frühjahrszug sowie der Anteil gefährdeter Arten am Zugeschehen.

Für eine ausführliche Darstellung des Zugeschehens sowohl im Untersuchungsgebiet „Windanker“ als auch für die gesamte Ostsee wird auf die Fachgutachten vom IFAÖ (2013d, 2014b) verwiesen.

5.4.3 Prüfung des Verbotes der Tötung und Verletzung

Belastbare Angaben über das Ausmaß des Vogelschlages an bestehenden, vergleichbaren Offshore-Windparks liegen nicht vor. Eine Hochrechnung und Übertragung der Verluste aus Literaturangaben auf den geplanten Windpark ist aufgrund unterschiedlicher methodischer Ansätze kaum möglich.

Bei Tag oder in der Dämmerung durchziehende Vögel werden die WEA in der Regel als Hindernisse erkennen und ausweichen (ZUCCO & MERCK 2004, HORCH & KELLER 2005, BLEW et al. 2006a, b, 2007, 2008). Dies gilt auch für den im Gebiet zahlreich festgestellten, als Thermiksegler jedoch von Kollisionsgefahr kaum betroffenen Kranich (Kap. 5.4.2). Aber auch bei Nacht und fehlender bzw. sehr lückiger Wolkendecke sind die Anlagen von den meisten Arten vermutlich zu erkennen (z. B. CHRISTENSEN et al. 2004). Demnach ist das Kollisionsrisiko für Nächte mit guten Sichtbedingungen nur leicht erhöht.

Ein erhöhtes Vogelschlagrisiko ist vor allem bei plötzlich einsetzendem Nebel oder Regen bzw. sehr starken oder böigen Winden gegeben, wenn die Vögel in geringer Höhe fliegen müssen und das Hindernis nicht mehr wahrnehmen können (vgl. HILL et al. 2014). Solche Wetterverhältnisse werden von Zugvögeln in der Regel gemieden. Hauptsächlich sind daher nachts ziehende Sing- und Watvögel betroffen.

AUMÜLLER et al. (2011) dokumentierten erstmals seit Beginn der Datenerhebung im Herbst 2003 auf der FINO 1 in der Nordsee einen mittels verschiedener Fernerkundungsmethoden zeitlich lü-

ckenlos erfassten Verlauf einer Massenzugnacht am 01./02.11.2010, während der es zu einem Massenkollisionsereignis kam. Dieses konnte ursächlich auf die spezifische Konstellation in der Ausprägung verschiedener Wetterparameter zurückgeführt werden:

Verstärkte (Massen-) Zugbewegungen aus NO am frühen Abend des 01.11.2010 fanden ihren zahlenmäßigen Höhepunkt von etwa 460 Radarechos/h zwischen 19:00 Uhr und 20:00 Uhr MEZ. Ein in etwa zeitgleich stattfindender Wetterumschwung mit einem Wechsel von Rückenwind auf direkten Gegenwind, zunehmender Windgeschwindigkeit und abnehmender Sichtweite schlug sich während der zugstärksten Phase zwischen 19:00 Uhr und 01:00 Uhr in einer kontinuierlichen Abnahme von in höheren Luftschichten fliegenden Vögeln nieder. Ab etwa 04:00 Uhr wurden über 50% der ziehenden Vögel in niedrigen Höhenbereichen bis zu 200 m registriert, vermutlich als Reaktion auf plötzlich auftauchende Schlechtwetterbedingungen. Eine verstärkte Aggregation der Vögel im Wirkungsbereich der FINO 1 (bzw. künftiger WEA) erhöht das Kollisionsrisiko. Kollisionen konnten durch Video- und Wärmebilddaufnahmen an der FINO 1 bestätigt werden: Mit 88 Totfunden aus der Zugnacht des 01./02.11.2010 platzierte sich dieses Ereignis an vierter Stelle der bisher dokumentierten Massenkollisionen an der FINO 1.

Es ist allerdings anzumerken, dass die Konstruktion durch den Windmessmast mit 100 m Höhe zwar der Mastkonstruktion einer WEA ähnelt, die unbeleuchteten Abspanndrähte sowie die starke Beleuchtung im unteren Plattformbereich allerdings zu anderen Auswirkungen führen, so dass die Daten nur eingeschränkt auf Offshore-WEA übertragbar sind (vgl. SCHULZ et al. 2011). HÖTKER et al. (2004) geben insbesondere für Gittermasten, Abspannungen und offene Stromleitungen eine Gefahr von hohen Kollisionsverlusten an.

Nach den Vertikalradar-Untersuchungen von IFAÖ (2013d, 2014b) lag der Anteil der nachts unterhalb von 200 m (und damit teilweise im Gefahrenbereich) ziehenden Vögel bei durchschnittlich ca. 21% am gesamten Zugeschehen (31,1% im Frühjahr und 12,6% im Herbst des ersten Untersuchungsjahres sowie 15% im Frühjahr und 25,6% im Herbst des zweiten Untersuchungsjahres). Der Anteil im Gefahrenbereich ziehender Vögel verringert sich noch um die Vögel, die unterhalb von ca. 40 m Höhe und damit außerhalb des vom Rotor überstrichenen Bereichs durch den Windpark fliegen.

Die quer zur Zugrichtung Nordost bzw. Südwest liegende Ausdehnung des geplanten Windparks „Windanker“ beträgt ca. 5 km. Rechnet man beidseitig einen Störabstand von 0,5 km hinzu, würde sich für die Zugvögel unter der Annahme der vollständigen Meidung eine mögliche Barrierewirkung über eine Länge von ca. 6 km ergeben, wobei Kollisionen jeweils nur punktuell an den jeweiligen Anlagen auftreten können. Angesichts der Gesamtbreite des Breitfrontzuges in der westlichen Ostsee zwischen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste und der Insel Bornholm von ca. 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 als gering zu bezeichnen.

Um das Kollisionsrisiko zu mindern, können außerdem die oben beschriebenen Maßnahmen angewandt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass Kollisionen von Zugvögeln voraussichtlich meist bei extremen Wetterverhältnissen auftreten, also zu Zeiten, die von ziehenden Vögeln in der Regel gemieden werden. Zwar besitzt das Gebiet eine erhöhte Bedeutung für den Vogelzug. Der Windpark nimmt aber nur ca. 2% des genutzten Zugkorridors ein, und die Zugintensität umfasst nachts im

Gefahrenbereich nur einen kleinen Teil des Gesamtzugs (bei den vorliegenden Untersuchungen lag er bei durchschnittlich ca. 21% in Höhen unter 200 m). Somit sind durch den Windpark keine über das allgemeine Lebensrisiko hinausgehenden Kollisionsopferzahlen zu erwarten. Auf Individuenebene sind Verluste durch Vogelschlag nicht auszuschließen, dabei handelt es sich um „unvorhersehbare Einzelereignisse“, die gemäß EU-Rechtsprechung nicht relevant sind.

5.4.4 Prüfung des Verbotes der erheblichen Störung

Empfindlichkeiten von Zugvögeln gegenüber Offshore-WEA bestehen in der visuellen Störwirkung, die während ihrer Wanderungszeiten zu Ausweichbewegungen führen kann.

Durch die Ausdehnung des Windparks entsteht eine potenzielle Barriere von ca. 6 km Breite. Bei einer Gesamtbreite des Breitfrontzuges in der westlichen Ostsee von ca. 300 km entspricht dies einem Anteil von ca. 2%. Bezogen auf die gesamte Ost-West Ausdehnung der Ostsee (ca. 700 km) liegen die Anteile bei ca. 0,9%. Die Flugstrecken der Zugvögel betragen regelmäßig einige 100 km. Nach BERTHOLD (2000) bewegen sich die Nonstop-Flugleistungen 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. Dies gilt auch für den Kranich, für den als einzige Zugvogelart gemäß IFAÖ (2013d, 2014b) von einer Betroffenheit von mehr als 1% der biogeographischen Population auszugehen ist.

Erhebliche Störungen sind somit ausgeschlossen.

5.4.5 Prüfung des Verbotes der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten

Fortpflanzungs- und Ruhestätten der hier betrachteten Zugvögel werden durch die Vorhabenswirkungen unter keinen Umständen betroffen. Da das Untersuchungsgebiet von den hier als Zugvögel definierten Arten (Kap. 4.1.4) in der Regel im Non-Stopp-Flug überflogen wird, werden auch Ruhestätten nicht durch die Vorhabenswirkungen in der Intensität betroffen, dass der Verbotstatbestand erfüllt wäre. Auswirkungen auf regelmäßig im Gebiet rastende Vögel sind in Kapitel 5.3.5 bei den Rastvögeln beschrieben.

5.4.6 Fazit

Für keine der im Gebiet nachgewiesenen Zugvogelarten ist ein Verstoß gegen die artenschutzrechtlichen Verbote nach § 44 Abs. 1 BNatSchG zu erwarten. Eine Ausnahmeregelung nach § 45 Abs. 7 ist für keine der nachgewiesenen Zugvogelarten erforderlich.

6 Zusammenfassung

Im Rahmen des Genehmigungsverfahrens zum Bau und Betrieb des Offshore-Windparks Windanker sind die zu beachtenden artenschutzrechtlichen Belange zu ermitteln und zu prüfen. Im Fokus steht die Bewertung der zu prognostizierenden Eingriffsfolgen in Hinblick auf das Eintreten von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen gemäß § 44 BNatSchG in Verbindung mit der EU-Vogelschutzrichtlinie und Artikel 5 der FFH-Richtlinie.

Die Vorgehensweise folgt weitgehend den Arbeitsmaterialien der Obersten Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Innern für die „Aufstellung der naturschutzfachlichen Angaben zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP)“ aus dem Jahr 2007. Danach wurden grundsätzlich alle potenziell vorkommenden Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie, alle potenziell vorkommenden europäischen Vogelarten entsprechend Artikel 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie sowie alle darüber hinaus nur nach Bundesnaturschutzgesetz streng geschützten Arten berücksichtigt.

Für die Prognose potenzieller Artenvorkommen und die Einschätzung eingriffsbedingter Beeinträchtigungen wurden die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsstudie zum geplanten Vorhaben von (IFAÖ 2015a) und die dazu gehörigen Fachgutachten sowie zahlreiche Literaturquellen und autökologische Recherchen sowie aktuelle Fremddaten benachbarter Windparkvorhaben herangezogen.

Die artenschutzrechtliche Vorprüfung ergibt folgendes zu prüfendes Artenspektrum:

- Meeressäuger
- Fledermäuse
- Vögel (Zug- und Rastvögel)

Streng geschützte Arten aus den Gruppen der Meeresfische und des Makrozoobenthos wurden in den beiden Untersuchungsjahren nicht festgestellt, so dass eine Weiterprüfung in der Konfliktanalyse nicht erforderlich ist.

Die artenschutzrechtliche Prüfung aus den Artengruppen der Meeressäuger, Fledermäuse und Vögel (Zug- und Rastvögel) ergibt, dass die artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände des § 44 Abs. 1 BNatSchG nicht erfüllt werden.

Es wird weiter dargelegt, dass unter Einbeziehung von Vermeidungs- und Verminderungsmaßnahmen der derzeitige günstige Erhaltungszustand der lokalen Populationen von artenschutzrechtlich relevanten Arten gewahrt bleibt bzw. der jetzige Erhaltungszustand nicht verschlechtert wird und eine Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes nicht erschwert wird.

Unter Berücksichtigung der vorgesehenen Vermeidungs- und Minimierungsmaßnahmen, werden durch das geplante Vorhaben artenschutzrechtliche Verbotstatbestände nicht erfüllt.

Artenschutzrechtliche Bestimmungen stehen der Planung somit nicht entgegen.

7 Literaturverzeichnis

AHLÉN, I. (1997):

Migratory behaviour of bats at south Swedish coasts. Z. Säugertierkunde, 62: 375-380.

AHLÉN, I. (2002):

Fladdermöss och fåglar dödade av vindkraftverk. Fauna och Flora, 97 (3):14-21.

AHLÉN, I. (2003):

Wind turbines and bats - a pilot study. Final report to the Swedish National Energy Administration: 5 pp.

AHLÉN, I., L. BACH, H. J. BAAGØE & J. PETERSSON (2007):

Bats and offshore wind turbines studied in southern Scandinavia. Swedish Environmental Protection Agency. Report 5571. July 2007.

AHLÉN, I., H. J. BAAGØE & L. BACH (2009):

Behavior of Scandinavian bats during migration and foraging at sea. Journal of Mammalogy, 90 (6): 1318-1323.

AUMÜLLER, R.; BOOS, K.; FREIENSTEIN, S.; HILL, K. & R. HILL (2011):

Beschreibung eines Vogelschlagereignisses und seiner Ursachen an einer Forschungsplattform in der Deutschen Bucht. Vogelwarte 49: 9-16.u der Umspannplattform im Offshore-Testfeld „alpha ventus“. Zwischenbericht zum StUK 3-Monitoring. 04.03.2009.

BACH, L. & C. MEYER-CORDS (2005):

Lebensraumkorridore für Fledermäuse (Entwurf): 7 S.

BALLASUS, H., K. HILL, O. HÜPPOP (2009):

Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. Ber. Vogelschutz 46. S. 127-157.

BARRE, D. & L. BACH (2004):

Saisonale Wanderungen der Rauhaufledermaus (*Pipistrellus nathusii*) - eine europaweite Befragung zur Diskussion gestellt. Nyctalus (N.F.); 9, 203-214.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM DES INNERN (2007):

Hinweise zur Aufstellung der naturschutzfachlichen Angaben zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP). München. - 17 Seiten + Anlagen 1 – 3.

BECKER, J. (2002):

Fluginsekten als temporäres Flugsicherheitsrisiko. Vogel u. Luftverkehr; 22: 38-46.

BERGGREN, P.; HIBY, L.; LOVELL, P. & M. SCHEIDAT (2004):

Abundance of harbour porpoises in the Baltic Sea from aerial surveys conducted in summer 2002. Paper SC/56/SM7 presented to the IWC Scientific Committee, July 2004, Sorrento, Italy.

BERTHOLD, P. (2000):

Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchhandlung, Darmstadt: 280 S.

BIRDLIFE INTERNATIONAL(2004):

Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12.

BLEW, J., DIEDERICHS, A., GRÜNKORN, T., HOFFMANN, M. & G. NEHLS (2006A):

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 2005, Draft version, February 2006: 165 pp.

BLEW, J., HOFFMANN, M. & G. NEHLS (2006B):

Species composition and altitude distribution of migration birds in Danish offshore windfarms. Abstract to the conference: Offshore windfarms and the environment - Horns Rev and Nysted. – BioConsult SH, Germany.

BLEW, J., HOFFMANN, M. & G. NEHLS (2007):

Kollisionsrisiken auf See: Artenzusammensetzung und Höhenverteilung von Vögeln in Offshore-Windparks. – In: Morkel et al.: 2. Wissenschaftstage des Bundesumweltministeriums zur Offshore-Windenergienutzung am 20. und 21. Februar 2007 in Berlin, Tagungsband: 105 – 116.

BLEW, J., HOFFMANN, M., NEHLS, G. & 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.

BOYE, P.; DIETZ, M. & M. WEBER (1999):

Fledermäuse und Fledermausschutz in Deutschland. Landwirtschaftsverlag, Münster: 110 S.

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 Brawn, V. M. (1961). Sound production by the cod (*Gadus callarias*). Behavior 18: 239-255.

BRINKMANN, R., I. NIERMANN, O. BEHR, J. MAGES, F. KORNER-NIEVERGELT, M. REICH (2009):

Fachtagung Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Zusammenfassung der Ergebnisse für die Planungspraxis und Ausblick, Hannover.

BSH, BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (2009):

Umweltbericht zum Raumordnungsplan für die deutsche ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ) in der Ostsee. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie. Stand 31.10.2009. Hamburg. 475 S.

BUURMA, L. (2002):

Vragen bij de zichtbare trek over Nederland. In: LWVT & SOVON: Vogeltrek over Nederland; Haarlem: 19-30.

CARLSTRÖM, J.; BERGGREN, P. & TREGENZA, N. J. C. (2009):

Spatial and temporal impact of pingers on porpoises. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66(1):72-82

CHRISTENSEN, T.K.; HOUNISEN, J.P.; CLAUSAGER, I. & 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 pp.

CULIK, B.M.; KOSCHINSKI, S.; TREGENZA, N. & G. ELLIS (2001):

Reactions of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and herring (*Clupea harengus*) to acoustic alarms. Mar. Ecol. Prog. Ser.; 211: 255-260.

DÄHNE, M.; HARDER, K. & H. BENKE (2011):

Ergebnisse des Totfundmonitorings von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1990-2010. Deutsches Meeresmuseum Stralsund. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG MV). 46 pp.

DIERSCHKE, V. & S. GARTHE (2006):

Literature review of offshore wind farms with regards to seabirds. BfN-Skripten; 186: 131-198.

DIERSCHKE, V., EXO, K.-M., MENDEL, B., GARTHE, S. (2012):

Gefährdung von Sterntaucher *Gavia stellata* und Prachtaucher *G. arctica* in Brut-, Zug- und Überwinterungsgebieten – eine Übersicht mit Schwerpunkt auf den deutschen Meeresgebieten. Vogelwelt 133: 163-194.

DIETZ, C., O. VON HELVERSEN, D. NILL (2007):

Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas, Stuttgart, 399 S.

DIETZ, C. & A. KIEFER (2014):

Die Fledermäuse Europas. Stuttgart. 394 S.

DURINCK, J.; SKOV, H.; JENSEN, F.P. & S. PHIL (1994):

Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Ornithology Report 1994 (In: Nehls, G. (1998): Bestand und Verbreitung der Trauerente *Melanitta nigra* im Bereich des Schleswig-Holsteinischen Wattenmeeres. Rastvögel; 19/1: 19-22).

EISENBAHNBUNDESAMT (2008):

Umwelt-Leitfaden zur eisenbahnrechtlichen Planfeststellung und Plangenehmigung sowie für Magnetschwebbahnen. Teil V: Behandlung besonders und streng geschützter Arten in der eisenbahnrechtlichen Planfeststellung. - 8 S.

EU-KOMMISSION (2007):

Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG. Endgültige Fassung, Februar 2007. 96 S.

FIEDLER, W. (1993):

Paarungsquartiere der Rauhaufledermaus (*Pipistrellus nathusii*) am westlichen Bodensee. In: Müller, E. (Hrsg.): Fledermäuse in Baden-Württemberg II. Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Baden-Württemberg; 75: 143-150.

GALLUS, A. & H. BENKE (2013):

Monitoring von marinen Säugetieren 2012 in der deutschen Nord- und Ostsee: Akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.

GALLUS, A. & H. BENKE (2014):

Monitoring von marinen Säugetieren 2014 in der deutschen Nord- und Ostsee: Akustisches Monitoring von Schweinswalen in der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.

GARTHE, S. (2003a):

Erfassung von Rastvögeln in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Abschlussbericht für das F+E-Vorhaben FKZ: 802 85 280 - K 1 (Bundesamt für Naturschutz): 68 S.

GARTHE, S. (2003b):

Verteilungsmuster und Bestände von Seevögeln in der Ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der deutschen Nord- und Ostsee und Fachvorschläge für EU-Vogelschutzgebiete. Ber. Vogelschutz; 40: 15-56.

GARTHE, S.; ULLRICH, N.; WEICHLER, T.; DIERSCHKE, V.; KUBETZKI, U.; KOTZERKA, J.; KRÜGER, T.; SONNTAG, N. & A.J. HELBIG (2003):

See- und Wasservogel der deutschen Ostsee. Verbreitung, Gefährdung und Schutz. BfN-Skripten: 1-170.

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.; DIERSCHKE, V.; WEICHLER, T. & P. SCHWEMMER (2004):

Teilprojekt 5 – Rastvogelvorkommen und Offshore-Windkraftnutzung: Analyse des Konfliktpotenzials für die deutsche Nord- und Ostsee. In: Marine Warmblüter in Nord- und Ostsee: Grundlagen zur Bewertung von Windkraftanlagen im Offshore-Bereich (MINOS), Endbericht. Gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, FKZ 0327520: 195-334.

GARTHE, S., SONNTAG, N., SCHWEMMER, P. & V. DIERSCHKE (2007):

Estimation of seabird numbers in the German North Sea throughout the annual cycle and their biogeographic importance. Vogelwelt; 128: 163 – 178.

GARTHE, S.; MARKONES, N.; SCHWEMMER, P. & N. SONNTAG (2008):

Teilprojekt 5: Zeitlich-räumliche Variabilität der Seevogel-Vorkommen in der deutschen Nord- und Ostsee und ihre Bewertung hinsichtlich der Offshore-Windenergienutzung. Schlussbericht zum Vorhaben MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore - Windkraftanlagen (MINOS plus), Mai 2008. Berichtszeitraum: 1.6.2004 – 30.06.2007. FKZ 0329946B; Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, Büsum: 100 S.

GILLES, A.; HERR, H.; LEHNERT, K.; SCHEIDAT, M.; KASCHNER, K.; SUNDERMEYER, J.; WESTERBERG, U. & U. SIEBERT (2007):

Schlussbericht. Teilvorhaben 2 - Erfassung der Dichte und Verteilungsmuster von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in der deutschen Nord- und Ostsee. In: MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore-Windkraftanlagen (MINOS plus). Schlussbericht; Berichtszeitraum: 1.6.2004 – 1.6.2007. FKZ 0329946 B. – Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Büsum: 94-160.

GILLES, A. & U. SIEBERT (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) – Teilbericht: Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ) Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und Deutsches Meeresmuseum Stralsund im Auftrag des BfN. Büsum & Stralsund, Mai 2009.

GILLES, A., V. PESCHKO & U. SIEBERT (2011):

Monitoringbericht 2010-2011. Marine Säugetiere und Seevögel in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Teilbericht marine Säugetiere - Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.

GILLES, A., S. VIQUERAT & U. SIEBERT (2014):

Monitoring von marinen Säugetieren 2013 in der deutschen Nord- und Ostsee. Teilbericht marine Säugetiere - Visuelle Erfassung von Schweinswalen. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.

GILLESPIE, D.; BERGGREN, P.; BROWN, S.; KUKLIK, I.; LACEY, C.; LEWIS, T.; MATTHEWS, J.; MCLANAGHAN, R.; MOSCROP, A. & N.J.C. TREGENZA (2005):

Relative abundance of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from acoustic and visual surveys of the Baltic and adjacent waters during 2001 and 2002. *Journal of Cetacean Research and Management* 7:51-57.

GLOZA, F.; MARCKMANN, U. & C. HARRJE (2001):

Nachweise von Quartieren verschiedener Funktion des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in Schleswig-Holstein. *Nyctalus (N.F.)*; 7:471-481.

GREEN, M. & T. ALERSTAM (2000):

Flight speeds and climb rates of Brent Geese: mass-dependent differences between spring and autumn migration. *Journal of Avian Biology* 31: 215-225.

GRIMMBERGER, E. & H. BORK (1979):

Untersuchungen zur Biologie, Ökologie und Populationsdynamik der Zwergfledermaus, *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber 1774), in einer großen Population im Norden der DDR. Teil 2, *Nyctalus (N.F.)*; 1: 122-136.

HAMMOND, P.S.; BENKE, H.; BERGGREN, P.; BORCHERS, D.L.; COLLET, A.; HEIDE-JØRGENSEN, M.P.; HEIMLICH, S.; HIBY, A.R.; LEOPOLD, M.F. & N. ØIEN (2002):

Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39: 361-376.

HANSEN, L. (1954):

Birds killed at lights in Denmark 1886-1939. *Vidensk. Medd. Naturh. Foren. Kopenhagen* 116: 269-368.

HASSELMEIER, I.; GILLES, A.; HERR, H.; DÄHNE, M.; BENKE, H. & U. SIEBERT (2011):

Bestandserhebung und Totfundmonitoring von Schweinswalen in der Ostsee. In: Benke, H. (Hrsg.): *Wale und Robben in der Ostsee*. Schriftreihe Meer und Museum, Deutsches Meeresmuseum Stralsund. 23:113-120.

HEATH, M., BORGGREVE, C. & N. PEET (2000):

European bird populations: estimates and trends. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 10).

HERR, H.; SIEBERT, U. & H. BENKE (2009):

Stranding numbers and bycatch implications of harbour porpoises along the German Baltic Sea coast. Document AC16/Doc.62 (P), 16th ASCOBANS Advisory Committee Meeting, 20-24 April 2009, Brugge, Belgium.

HIBY, L. & P. LOVELL (1996):

1995 Baltic/North Sea aerial surveys - Final report. Conservation Research Ltd.

HILL, R., HILL, K., AUMÜLLER, R., SCHULZ, A., DITTMANN, T., KULEMEYER, C. & T. COPPACK (2014):

Of birds, blades and barriers: Detecting and analysing mass migration events at alpha ventus. In: Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH) & Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU) 2014. Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus - Challenges, Results and Perspectives. Springer Spektrum Berlin.

HORCH, P. & V. KELLER (2005):

Windkraftanlagen und Vögel - ein Konflikt? Eine Literaturrecherche. - Schweizerische Vogelwarte Sempach, Sempach: 62 S.

HÖTKER, H.; THOMSEN, K.-M.; KÖSTER, H. (2004):

Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und Fledermäuse. Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen. – Studie des Michael-Otto-Institutes des NABU. - 80 S.

HUTTERER, R., T. IVANOVA, C. MEYER-CORDS & L. RODRIGUES (2005):

Bat migrations in Europe: A review of banding data and literature. Bundesamt für Naturschutz (BfN). Naturschutz und biologische Vielfalt, Bonn, 28: 162 pp.

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. Mai 2005. Institut für Angewandte Ökologie, Forschungsgesellschaft mbH Neu Broderstorf.

IFAÖ (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). Aktualisierte Fassung vom März 2010.

IFAÖ (2013a):

Fachgutachten „Benthos“ zum Offshore-Windpark „Windanker“ – Bericht über die Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum: Herbst 2011 / Frühjahr 2012 / Herbst 2012 / Frühjahr 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Juli 2013.

IFAÖ (2013b):

Fachgutachten „Fische“ zum Offshore-Windpark „Windanker“ – 1. und 2. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum: Herbst 2011 bis Frühjahr 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Juli 2013.

IFAÖ (2013c):

Fachgutachten Seevögel zum Offshore-Windpark „Windanker“: 1. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum März 2012 bis März 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Stand Juli 2013.

IFAÖ (2013d):

Fachgutachten Vogelzug zum Offshore-Windpark „Windanker“: 1. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum April 2012 bis März 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Stand Juli 2013.

IFAÖ (2013e):

Fachgutachten Meeressäuger zum Offshore-Windpark „Windanker“: 1. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum März 2012 bis März 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg. Stand Juli 2013.

IFAÖ (2014a):

Fachgutachten Seevögel zum Offshore-Windpark „Windanker“: 2. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum März 2013 bis April 2014. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Stand Juli 2014.

IFAÖ (2014b):

Fachgutachten Vogelzug zum Offshore-Windpark „Windanker“: 2. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum April 2012 bis März 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf. Stand Juli 2013.

IFAÖ (2014c):

Fachgutachten Meeressäuger für das Offshore-Windparkprojekt „Windanker“: 1. und 2. Jahr der Basisaufnahme. Betrachtungszeitraum März 2012 bis August 2014. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Hamburg. Stand November 2014.

IFAÖ (2015a):

Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) für das 1. und 2. Untersuchungsjahr der Basisaufnahme zum Bau und Betrieb des Offshore-Windparks „Windanker“. unveröff. Gutachten im Auftrag der Iberdrola Renovables Deutschland GmbH. 30.11.2015. Rostock.

IFAÖ (2015b):

Aufbereitung der erfassten Fledermausdaten für das Offshore-Windparkprojekt „Windanker“. 2. Untersuchungsjahr. Betrachtungszeitraum: Herbst 2013. Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Rostock. Stand April 2015.

ITAP, INSTITUT FÜR TECHNISCHE UND ANGEWANDTE PHYSIK GMBH (2015):

Offshore Windparks „Windanker“. Prognose der zu erwartenden Hydroschallimmissionen während der Errichtung der Offshore Windenergie-Anlagen. Oldenburg. 19. November 2015. 4 S.

KAISER, M.J.; GALANIDI, M.; SHOWLER, D.A.; ELLIOTT, A.J.; CLADOW, R.W.G.; REES, E.I.S.; STILLMAN, R.A. & W.J. SUTHERLAND (2006):

Distribution and behaviour of Common scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. Ibis; 148: 110-128.

KOSCHINSKI S. & A. PFANDER (2009):

By-catch of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic coastal waters of Angeln and Schwansen (Schleswig-Holstein, Germany). In: ASCOBANS, Bonn, Germany: pp. 1-5.

KOSCHINSKI, S.; LÜDEMANN, K. (2013):

Entwicklung schallminimierender Maßnahmen beim Bau von Offshore-Windenergieanlagen. Studie im Auftrag vom Bundesamt für Naturschutz (BfN). Aktualisierter Bericht. Nehnten. 101 S.

LBV, LANDESBETRIEB STRAßENBAU UND VERKEHR SCHLESWIG-HOLSTEIN (2013):

Beachtung des Artenschutzes bei der Planfeststellung. Neufassung nach der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 29. Juli 2009 mit Erläuterungen und Beispielen. 78 S.

LEOPOLD, M.F., DIJKMAN, E.M., L. TEAL (2011):

Local Birds in and around the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ). 2002-2010. Report nr. C187/11. Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies. Texel. 176 pp.

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.

MASING, M. (1989):

A long-distance flight of *Vespertilio murinus* from Estonia. Myotis; 27: 147-150.

MEISE, W. (1951):

Der Abendsegler. Neue Brehm Bücherei, Akadem. Verlagsges. Geest & Portig, Leipzig: 43 S.

- MENDEL, B.; SONNTAG, N.; WAHL, J.; SCHWEMMER, P.; DRIES, H.; GUSE, N.; MÜLLER, S. & 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, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg; 59: 437 S.
- PAPAZOGLU, C.; KREISER, K.; WALICZKY, Z. & I. BURFIELD (2004):**
Birds in the European Union: a status assessment. BirdLife International, Wageningen: 50 pp.
- PAWLICZKA, I. (2011):**
Schweinswale in polnischen Gewässern. In: Benke, H. (Hrsg.): Wale und Robben in der Ostsee. Schriftenreihe Meer und Museum, Deutsches Meeresmuseum Stralsund. 23: 121-130.
- PERCIVAL, S. (2009):**
Kentish Flats Offshore Wind Farm: Review of Monitoring of Red Throated Divers 2008-2009. Ecology Consulting On Behalf of Vattenfall Wind Power 38 S.
- PERCIVAL, S. (2010):**
Kentish Flats Offshore Wind Farm: Diver Surveys 2009-2010. Ecology Consulting On Behalf of Vattenfall Wind Power 31 pp.
- PERCIVAL, S. (2011):**
Kentish Flats Offshore Wind Farm Extension. Environmental Statement. Section 9: Offshore Ornithology. IPC Document Ref 4.2.9. Ecology Consulting On Behalf of Vattenfall Wind Power 77 pp.
- PETERSEN, B.; ELLWANGER, G.; BLESS, R.; BOYE, P.; SCHRÖDER, E. & A. SSYMANK (2004):**
Das Europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie. 2 Bde. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz des BfN; Heft 69: 693 S.
- PETERSONS, G. (2004):**
Seasonal migrations of north-eastern populations of Nathusius' bat *Pipistrellus nathusii* (Chiroptera). Myotis; Vol. 41/42: 29-56.
- POMMERANZ, H. & HERMANN, U. (2001):**
Nordfledermaus, *Eptesicus nilssonii* (KEYSERLING & BLASIUS, 1839), nach 67 Jahren in Mecklenburg-Vorpommern wiederentdeckt. – Nyctalus (N.F.) 8: 49-52.
- PRANGE, H. (2001):**
Kranichzug, - rast und -schutz 2000. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- RICHARDSON, W.J., GREENE, C.R.G. JR., MALME, C.I. UND THOMSON, D. H. (1995):**
Marine Mammals and Noise. – San Diego: Academic Press. - 576 S.
- ROER, H. (1989):**
Field experiments about the homing behaviour of the common pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber) In: Hanák, V.; Horáček, I & J Gaisler (eds.): European bat research 1987. Charles University Press: 551-558.
- ROYAL HASKONING ENHANCING SOCIETY (2012):**
Thanet Offshore Wind Farm. Ornithological Monitoring 2010-2011. Thanet Offshore Wind Limited. March 2012. Final Report 9W4696.41 pp.
- SCHEIDAT, M.; GILLES, A.; KOCK, K. & U. SIEBERT (2008):**
Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. Endangered Species Research 5:215-223.
- SCHEIDAT, M.; TOUGAARD, J.; BRASSEUR, S.; CARSTENSEN, J.; POLANEN PETEL, T. V.; TEILMANN, J. & REIJNDERS, P. (2011):**
Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. Environ. Res. Lett. 6 (2011) 025102. 10pp.
- SCHULZ, A., RÖHRBEIN, V., SCHLEICHER, K., KULEMEYER C. & T. COPPACK (2011):**
Die Forschungsplattform FINO 2 - eine automatisierte Vogelwarte inmitten der Ostsee. - Seevögel 32 (4): 99-101.

- SEEBENS, A., A. FUß, P. ALLGEYER, H. POMMERANZ, 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 (Hrsg.). Hamburg. Stand: 06.03.2013.
- SIEBERT, U. & J. RYE (2008):**
Correlation between aerial survey and acoustic monitoring. In: Wollny-Goerke, K. & K. Eskildsen (eds.): Marine mammals and seabirds in front of offshore wind energy. Teubner Verlag, Wiesbaden: 37-39.
- SIEBERT, U.; GILLES, A.; LUCKE, K.; LUDWIG, M.; BENKE, H.; KOCK, K.H. & M. SCHEIDAT (2006):**
A decade of harbor porpoise occurrence in German waters - Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. Journal of Sea Research 56:65-80.
- SIEBERT, U.; LEHNERT, K.; SEIBEL, H.; HASSELMEIER, I.; MÜLLER, S.; SCHMIDT, K.; RADEMAKER, M.; HERR, H.; ROSENBERGER, T. & S. WINGBERG (2009):**
Totfundmonitoring von Kleinwalen und Kegelrobben in Schleswig-Holstein 2008. Bericht an das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste. 55 pp.
- SKIBA, R. (2003):**
Europäische Fledermäuse - Kennzeichen, Echoortung und Detektoranwendung. N. Brehm-Bücherei. Westarp Wissenschaften. Hohenwarsleben, Bd. 648: 212 pp.
- SKIBA, R. (2007):**
Die Fledermäuse im Bereich der Deutschen Nordsee unter Berücksichtigung der Gefährdungen durch Windenergieanlagen (WEA). Nyctalus (N.F.), Berlin; 12:199-220.
- SKOV, H., DURINCK, J., LEOPOLD, M. F. & M. L. TASKER (1995):**
Important bird areas for seabirds in the North Sea including the Channel and the Kattegat. - BirdLife International, Cambridge, 156 pp.
- SKOV, H., CHRISTENSEN, K.D, JACOBSEN, E.M., MEISSNER, J. & J. DURINCK (1998):**
Fehmarn Belt Fehmarn Belt Feasibility Study, Investigation of Environmental Impact. Birds and Marine Mammals, Baseline Investigation. COWI-Lahmeyer.
- SMRU, SEA MAMMAL RESEACH UNIT (2006):**
Small Cetaceans in the European North Atlantic and North Sea (SCANS II) - Final Report. LIFE04NAT/GB/000245. St. Andrews, Scotland: 54 pp.
- SONNTAG, N.; MENDEL, B. & S. GARTHE (2006):**
Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostsee im Jahresverlauf. Vogelwarte 44: 81-112.
- SVEEGAARD, S.; ANDREASEN, H.; MOURITSEN, K.N.; JEPPESEN, J.P.; TEILMANN, J. & C.C. KINZE (2012):**
Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. Marine Biology 159(5):1-9.
- TECH-WISE & ELSAM (2003):**
Offshore-Windfarm Horns Rev. Annual status report for the environmental monitoring program 1.January 2002 – 31. December 2002. Tech-Wise. Frederica, Denmark.
- TEILMANN, J.; SVEEGAARD, S. & R. DIETZ (2011):**
Status of a harbour population – evidence for population separation and declining abundance. In: Sveegaard, S. (2011): Spatial and temporal distribution of harbour porpoises in relation to their prey. PhD Thesis, Paper IV. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. Aarhus, Denmark.
- TOPPING, C. & I. KRAG PETERSEN (2011):**
Report on a Red-Throated Diver agent-based model to assess the cumulative impact from offshore wind farms. Report commissioned by the Environmental Group. Aarhus University. Danish Centre for environment and energy. 48 pp.
- TRESS, C. (1994):**
Zum Wanderverhalten der Nordfledermaus (*Eptesicus nilssonii*, Keyserling u. Blasius 1839). Naturschutzreport; 7/2: 367-372.

UBA, UMWELTBUNDESAMT (2011):

Empfehlung von Lärmschutzwerten bei der Errichtung von Offshore-Windenergieanlagen (OWEA). Information Unterwasserlärm. Mai 2011. Dessau-Roßlau. 6 S.

VERFUß, U.K.; DÄHNE, M.; MEDING, A.; HONNEF, C.G.; JABBUSCH, M.; ADLER, S.; MUNDRY, R.; HANSEN RYE, J.; CHARWAT, H. & H. BENKE (2007A):

Teilprojekt 3 Untersuchungen zur Raumnutzung durch Schweinswale in der Nord- und Ostsee mit Hilfe akustischer Methoden (PODs). - In: MINOS 2 - Weiterführende Arbeiten an Seevögeln und Meeressäugern zur Bewertung von Offshore-Windkraftanlagen (MINOS plus). Schlussbericht; Berichtszeitraum: 1.6.2004 – 1.6.2007. FKZ 0329946 B. – Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Büsum: 94 – 160.

VERFUß, U.K.; HONNEF, C.G.; MEDING, A.; DÄHNE, M.; MUNDRY, R. & H. BENKE (2007B):

Geographical and seasonal variation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) presence in the German Baltic Sea revealed by acoustic monitoring. J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 87: 165-176.

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: 745-754.

WAHL, J. & T. HEINICKE (2013):

Aktualisierung der Schwellenwerte zur Anwendung des internationalen 1%-Kriteriums für wandernde Wasservogelarten in Deutschland. Berichte zum Vogelschutz 49/50: 85-97.

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 Zugeschehen. Nyctalus, 12: 221-233.

WETLANDS INTERNATIONAL (2012):

Waterbird Population Estimates. 5th edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

ZAHN, A., A. LUSTIG, M. HAMMER (2014):

Potenzielle Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Fledermauspopulationen. Anliegen Natur, Nr. 36(1), 2014: S. 21–35 Laufen.

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.