

JAMMERLAND BAY NEARSHORE A/S

KÜSTENNAHER OFFSHORE- WINDPARK JAMMERLAND-BUCHT UMWELTVERTRÄGLICHKEITSBERICHT ESPOO-VERSION

16. Februar 2024



1	NICHTTECHNISCHE ZUSAMMENFASSUNG	4
1.1	UMWELTBEWERTUNGSPROZESS UND GESETZGEBUNG	4
1.2	PROJEKTBE SCHREIBUNG	4
1.2.1	Das Projekt auf See	5
1.2.2	Projekt an Land	8
1.3	UMWELTAUSWIRKUNGEN DES PROJEKTS	10
1.3.1	Umweltauswirkungen auf See	10
1.3.2	Umweltauswirkungen an Land	11
1.4	UMWELT AUF SEE	12
1.5	UMWELT AN LAND	35
1.6	NATURA 2000-GRUNDLAGEN UND ANHANG IV-ARTEN	46
1.6.1	Bewertung von Natura 2000	46
1.6.2	Anhang IV-Arten	47
1.7	MEERESSTRATEGIE UND WASSERRAHMENRICHTLINIE	49
1.7.1	Meeresstrategie	49
1.7.2	Wasserrahmenrichtlinie	49
1.8	KUMULATIVE AUSWIRKUNGEN	51
1.9	VORBEUGENDE MAßNAHMEN	51
2	EINLEITUNG	52
3	UMWELT AUF SEE	53
3.1	VÖGEL	53
3.1.1	Einleitung	53
3.1.2	Methode	53
3.1.3	Bestehende Bedingungen	65
3.1.4	Umwelteinflüsse	89
3.1.5	Zusammenfassung	105
3.2	FLEDERMÄUSE	107
3.2.1	Einleitung	107
3.2.2	Methode	108
3.2.3	Bestehende Bedingungen	109
3.2.4	Mögliche Zugkorridore im nördlichen Großen Belt	112
3.2.5	Umwelteinflüsse	113
3.2.6	Zusammenfassung	115
3.3	MEERESSÄUGER	116

3.3.1	Einleitung	116
3.3.2	Methode	117
3.3.3	Bestehende Bedingungen.....	120
3.3.4	Umwelteinflüsse	132
3.3.5	Zusammenfassung.....	150
4	NATURA 2000-GRUNDLAGEN UND ANHANG IV-ARTEN.....	152
4.1	RECHTSGRUNDLAGE	152
4.1.1	Günstiger Erhaltungszustand.....	152
4.1.2	Anhang IV der Habitat-Richtlinie	153
4.2	NATURA 2000-GEBIETE IM KÜSTENNAHEN OFFSHORE- WINDPARK JAMMERLAND-BUCHT	154
4.2.1	Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff Kalundborg-Fjord.....	156
4.2.2	Natura 2000-Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesebjerg und Bollinge Bakke	157
4.2.3	Natura 2000-Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken	159
4.2.4	Natura 2000-Gebiet Nr. 116 Zentraler Großer Belt und Vresen	160
4.2.5	Natura 2000-Gebiet Nr. 109 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø	161
4.2.6	Natura 2000-Gebiet Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund und Lillestrand.....	162
4.2.7	Natura 2000-Gebiet Nr. 196 Ryggen	163
4.3	DIE MÖGLICHEN AUSWIRKUNGEN DES PROJEKTS AUF NATURA 2000-GEBIETE	164
4.3.1	Auswirkungen des Projekts auf das Meer	164
4.3.2	Auswirkungen des Projekts an Land	169
4.4	FOLGENABSCHÄTZUNG FÜR NATURA 2000	170
4.4.1	Datengrundlage	171
4.4.2	Vögel	172
4.4.3	Meeressäuger	179
4.4.4	Fledermäuse:	185
4.4.5	Fische	186
4.5	ANHANG IV-ARTEN	190
4.5.1	Anhang IV-Arten auf See	193
5	REFERENZEN	197



1 NICHTTECHNISCHE ZUSAMMENFASSUNG

Mit seinen 16-21 Offshore-Windenergieanlagen in der Bucht zwischen Asnæs und Reersø auf Seeland wird der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht 240 MW grünen Strom produzieren, was dem jährlichen Stromverbrauch von etwa 240.000 dänischen Haushalten entspricht. Damit leistet das Projekt einen wesentlichen Beitrag zur Umstellung der dänischen Energieproduktion von fossilen Brennstoffen auf mehr erneuerbare Energien.

Im Jahr 2012 beantragte European Energy (EE) die Genehmigung für das Projekt im Rahmen des sogenannten Open-Door-Programms und erhielt 2014 von der dänischen Energieagentur eine Genehmigung zur Durchführung einer Machbarkeitsstudie. Im Jahr 2020 wurde der Machbarkeitsstudienbericht genehmigt, jedoch mit der Auflage, einen Nachtrag zu erstellen, der die Konsequenzen des konkreten Projekts hervorhebt. Dieser Umweltverträglichkeitsbericht, der sich mit den Umweltauswirkungen des Projekts sowohl auf See als auch an Land befasst, stellt diesen Nachtrag dar.

1.1 Umweltbewertungsprozess und Gesetzgebung

Windenergieanlagen unterliegen der Anlage 2 des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes, und die Umweltbehörde muss daher prüfen, ob das Projekt erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt haben kann. In Dänemark ist die dänische Energiebehörde die Behörde auf See, während die dänische Umweltschutzbehörde die Behörde an Land ist. Für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht haben die Behörden festgestellt, dass das beantragte Projekt einem Umweltprüfungsverfahren gemäß dem Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz unterzogen werden muss.

Der Bauherr, in diesem Fall das Unternehmen Jammerland Bay Nearshore A/S (vertreten durch European Energy), muss daher einen Umweltverträglichkeitsbericht (UVB – dieser Bericht) für das Projekt erstellen, um die bestmögliche Grundlage für sowohl die öffentliche Debatte als auch die Umweltbewertung des Projekts durch die Behörden zu schaffen. Da das Projekt möglicherweise grenzüberschreitende Auswirkungen hat, werden auch Deutschland und Schweden zu dem Projekt konsultiert, Polen hat eine weitere Konsultation abgelehnt.

European Energy hofft, dass im Herbst 2024 eine Errichtungszulassung auf See und eine § 25-Zulassung an Land erteilt werden können und geht davon aus, dass die Bauarbeiten im Zeitraum 2026 bis 2028 durchgeführt werden.

1.2 Projektbeschreibung

Die Windenergieanlagen im Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht werden mindestens 6 km von der Küste entfernt stehen und aus 16-21 Windenergieanlagen, Fundamenten, internen Kabeln zwischen den Windenergieanlagen und drei Anlandungskabeln auf See bestehen. Die Unterseekabel werden an Land bei

Asnæs in der Gemeinde Kalundborg verlegt. An Land umfasst das Projekt etwa zwei Kilometer erdverlegte 66-kV-Landkabel zu einem neuen Umspannwerk von etwa 2.500 m² in einem Gewerbegebiet der Raffinerie Kalundborg und von hier etwa 1 km mit erdverlegten 132-kV-Kabeln bis zum Anschluss am Asnæsværket.

Auf See werden die Windenergieanlagen innerhalb eines 31 km² großen Projektgebiets errichtet, was etwa halb so groß ist wie das ursprüngliche Gebiet für die Machbarkeitsstudie bei einem um 2 km größeren Mindestabstand zur Küste.

Eine Übersichtskarte für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht, die das Projektgebiet und den Landungskorridor auf See sowie den Vermessungskorridor an Land zeigt, ist hier zu sehen Abbildung 1-1.

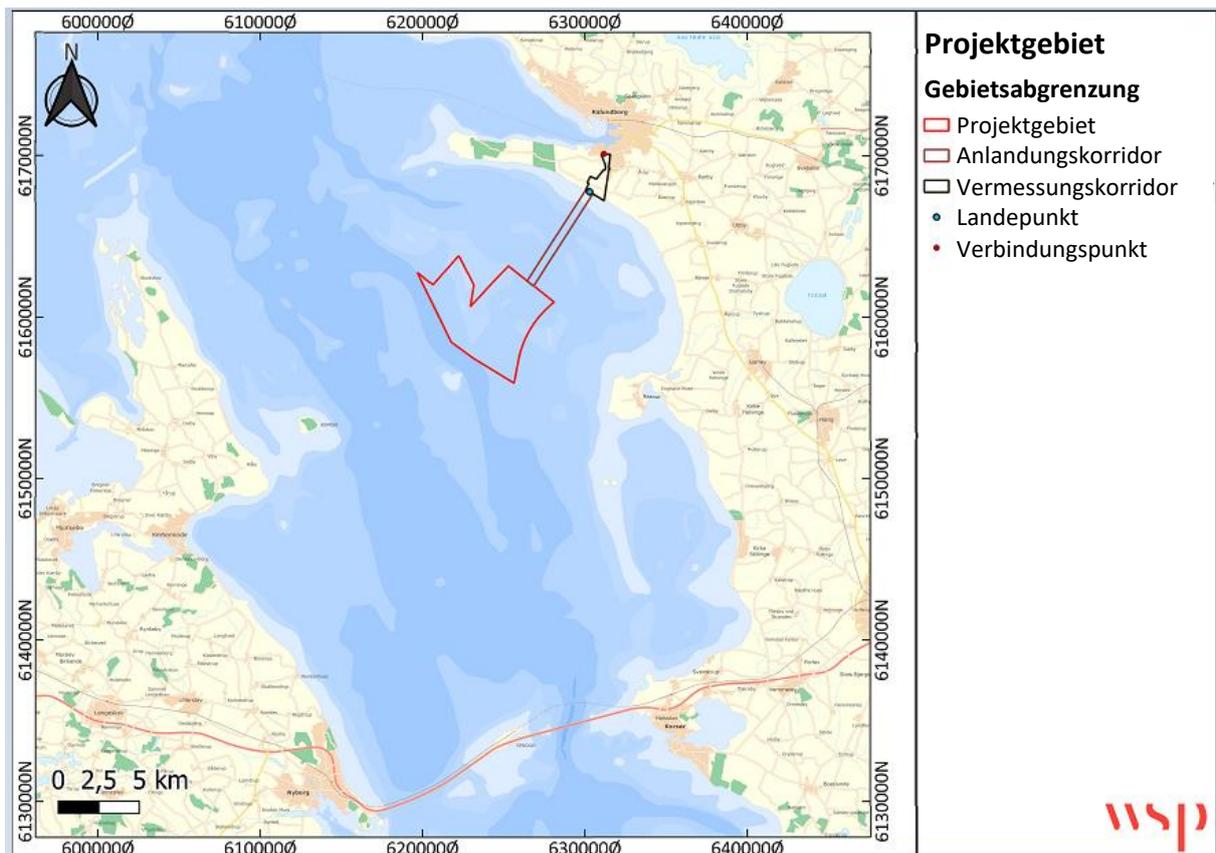


Abbildung 1-1 Übersichtskarte mit der Abgrenzung des Projektgebiets und des Landungskorridors auf See sowie des Vermessungskorridors an Land.

1.2.1 Das Projekt auf See

1.2.1.1 Offshore-Windpark

Drei mögliche Projektalternativen wurden hinsichtlich Anzahl, Größe und Standort der Windenergieanlagen, ein bevorzugtes Projekt bzw. Alternativen 1 und 2, untersucht, siehe Tabelle 1-1 und Abbildung 1-2. Die drei Projektalternativen werden im Bericht alle ausführlich erläutert und bewertet.

Tabelle 1-1 Anzahl und Größe der Windenergieanlagen für das bevorzugte Projekt sowie Alternative 1 und Alternative 2.

	Bevorzugtes Projekt	Alternative 1	Alternative 2
Anzahl der Anlagen	16	18	21
Rotordurchmesser der Windenergieanlagen (m)	236	222	200
Gesamthöhe (maximale Flügelspitzenhöhe (m))	256	242	220
Gondelhöhe (m)	138	131	120
Flügelspitze bis Meeresoberfläche (m)	20	20	20
Beschichtete Fläche (m ²)	43.700	38.700	31.400
Fundamenttyp	Monopile	Monopile	Monopile

Das Errichtungsmuster für die Windenergieanlagen ist im bevorzugten Projekt (16 Windenergieanlagen) und in Alternative 1 (18 Windenergieanlagen) das gleiche, in Alternative 1 sind jedoch zwei weitere Windenergieanlagen angeordnet (eine im Nordosten und eine im zentralen westlichen Teil des Projektbereichs). Alternative 2 hat drei Windenergieanlagen mehr als Alternative 1, mit einer weiteren in Richtung Nordosten und einem etwas anderen Errichtungsmuster in der Mitte und mit 2 weiteren Windenergieanlagen in Richtung Westen (siehe Abbildung 1-2).

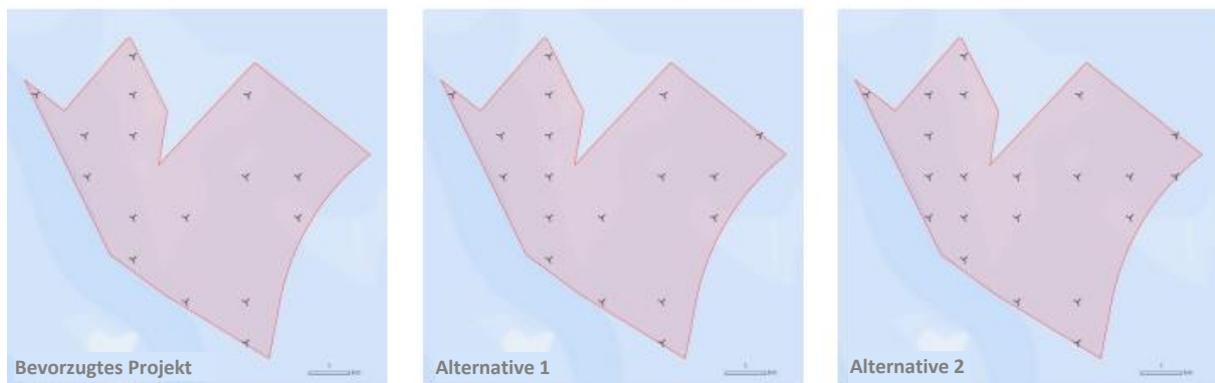


Abbildung 1-2 Errichtungsmuster für das bevorzugte Projekt mit 16 Windenergieanlagen, Alternative 1 mit 18 Windenergieanlagen und Alternative 2 mit 21 Windenergieanlagen.

Der Standort der Windenergieanlagen wird an die physikalischen und Umweltbedingungen auf dem Meeresboden angepasst, einschließlich der Tiefenbedingungen und Untersuchungen der Windbedingungen, um die Energieproduktion zu optimieren. Darüber hinaus wurde mit Errichtungsmustern gearbeitet, die den visuellen Ausdruck berücksichtigen.

Jede Windenergieanlage steht auf einem Monopile-Fundament; ein hohles Stahlrohr, das mit einem hydraulischen Hammer in den Meeresboden gerammt wird. Um die Fundamente herum wird ein Erosionsschutz aus Steinen unterschiedlicher Größe verlegt. Auf dem Fundament wird ein Übergangsstück platziert und dann der Windenergieanlagenturm selbst, das Windenergieanlagengehäuse (Gondel) und die Rotorblätter. Die Windenergieanlagen sind an ein internes Netz von Seekabeln im Projektgebiet angeschlossen. Im Landungskorridor sind 3 Seekabel verlegt, die die Strömung an Land leiten. An Land werden die Seekabel mit den Landkabeln verbunden.

1.2.1.2 Bauphase auf See

Die Errichtung des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht auf See wird voraussichtlich 2026 beginnen und voraussichtlich etwa 2 Jahre dauern, womit der Windpark Mitte 2028 für die volle Stromproduktion bereit sein wird.

Die Bauarbeiten auf See können das ganze Jahr über an jedem Tag der Woche durchgeführt werden, um günstige Wetterbedingungen optimal zu nutzen und die Gesamtbauzeit zu verkürzen. Allerdings wird im Zeitraum Mai bis August kein Einrammen der Monopiles erfolgen. Eine größere Anzahl von Schiffen wird gleichzeitig im Baugebiet aktiv sein, voraussichtlich werden während der Bauzeit zwischen 10 und 20 Schiffe im Einsatz sein.

Die Monopiles werden zum Errichtungsort gefahren und dort eingerammt, während das Installationsschiff auf dem Meeresboden fixiert ist (Aufbocken). Die Errichtung der Fundamente wird voraussichtlich 4-8 Monate dauern.

Material (Steine) für den Erosionsschutz wird zu den Einbauorten transportiert und anschließend mit einem Baggergreifer oder über Rohre von einem Spezialschiff auf den Meeresboden gelegt. Es wird geschätzt, dass die Errichtung des Erosionsschutzes 2-4 Monate dauert.

Die Verlegung der Seekabel des Projekts erfolgt von einem Kabelschiff aus, wo die Seekabel aufgerollt werden. Die Seekabel werden vom Kabelschiff aus verlegt und in den Meeresboden eingegraben oder eingepflügt. Voraussichtlich wird die Installation der einzelnen Kabel zwischen zwei Windenergieanlagen 2-3 Tage dauern, während die Verlegung der Anlandungskabel 2-4 Wochen dauern wird. Insgesamt wird mit der Verlegung der Seekabel innerhalb eines Zeitraums von 4-6 Monaten gerechnet.

1.2.1.3 Betriebsphase auf See

Während der Betriebsphase erfolgt eine laufende Wartung, die regelmäßige Kontrollen, geplante Wartung und auftretenden Wartungsbedarf umfasst. Die regelmäßige Inspektion wird in der Regel im Sommer bei besten Wetterbedingungen und mit Personentransportschiffen durchgeführt. Die außerplanmäßigen Wartungsaktivitäten können Aktivitäten wie den Austausch kleinerer Komponenten mit Fehlern bis hin zum Austausch wichtiger Windanlagenkomponenten umfassen. Im letzteren Fall wird es häufig erforderlich sein, den gleichen Schiffstyp einzubeziehen, der bereits in der Bauphase genutzt wurde, jedoch nur für kurze Zeit. Die Kennzeichnung des Windparks in Bezug auf den Luft- und Schiffsverkehr erfolgt gemäß den geltenden Vorschriften der dänischen Transportbehörde und der dänischen Seeschiffverkehrsbehörde und nach weiterer Vereinbarung mit diesen Behörden.

In Dänemark ist es allgemein üblich, dass das Fahren zwischen den Windenergieanlagen eines Offshore-Windparks gestattet ist, und es wird erwartet, dass das Fahren innerhalb des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht während der Betriebszeit gestattet sein wird. Das Besteigen der Fundamente und der Windenergieanlagen ist nicht gestattet. Als Ausgangspunkt gilt, dass im Bereich der Kabel im Windpark und auf beiden Seiten der Anlandungskabel im Abstand von 200 Metern das Ankern und Angeln mit Grundsleppgeräten gemäß der Kabelverordnung verboten ist.

1.2.1.4 Stilllegung auf See

Die voraussichtliche Lebensdauer des Projekts beträgt bis zu 30 Jahre. Vor der Stilllegung – d. h. Entfernung des Projekts – wird ein Plan für den weiteren Fortgang der Arbeiten erstellt, der unter anderem von der künftigen Gesetzgebung und Technologie in diesem Bereich abhängt. Der Plan wird voraussichtlich die folgenden Elemente umfassen:

- Windenergieanlagen werden komplett abgerissen
- Monopiles werden unmittelbar unter dem natürlichen Meeresboden geschnitten
- Interne Seekabel, die die Windenergieanlagen verbinden, werden entfernt
- Anlandungskabel vom Offshore-Windpark werden entfernt
- Es wird erwartet, dass der Erosionsschutz vor Ort belassen wird

Alle Komponenten und Materialien werden soweit möglich recycelt

1.2.2 Projekt an Land

1.2.2.1 Kabel und Umspannwerk

An Land werden Erdkabel innerhalb eines definierten Vermessungskorridors verlegt, und ein neues Umspannwerk in einem bestehenden Gewerbegebiet wird auf dem Gelände der Raffinerie Kalundborg errichtet. Von der Anlandungsstelle an der Küste bis zum neuen Umspannwerk werden drei 66-kV-Kabel in einem Kabelgraben verlegt. Drei 132-kV-Kabel werden vom neuen Umspannwerk weiter nördlich zum bestehenden Hochspannungsumspannwerk von Energinet am Asnæsværket verlegt.

Das Seekabel gelangt in einem Gebiet an Land, in dem sich eine gemäß § 3 geschützte Überweidung befindet. Die bevorzugte Methode zum Anlanden ist das kontrollierte Unterbohren (Alternative A), aber auch der Aushub (Alternative B) wird beschrieben und bewertet. Nördlich des Schnellgangs wird das Seekabel in einer vergrabenen Landanlage auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche mit dem Landkabel verbunden. Während der Bauarbeiten wird es hier einen Arbeitsplatz geben. Das Kabel durchquert einen Solarpark mit einer Unterbohrung und wird mit einer neuen Unterbohrung in das neue Umspannwerk geführt. Das Kabel wird vom Umspannwerk bis zum Anschluss am Asnæsværket geführt, wo unter anderem die Unterbohrung eines Deichs und einer Straße erfolgt. Der Vermessungskorridor an Land und die geplante Streckenführung können eingesehen werden Abbildung 1-3.

Vor Beginn der Bauphase werden Verhandlungen mit den Grundstückseigentümern und technische Studien durchgeführt, was dazu führen kann, dass die Lage des Kabels innerhalb des Vermessungskorridors angepasst wird. Eine evtl. Anpassung erfolgt unter Berücksichtigung von Wohnorten, technischen Einrichtungen und Umweltinteressen. Beispielsweise können besondere Umstände bei den Grundstückseigentümern oder Erkenntnisse aus den archäologischen Voruntersuchungen eine Anpassung erforderlich machen.

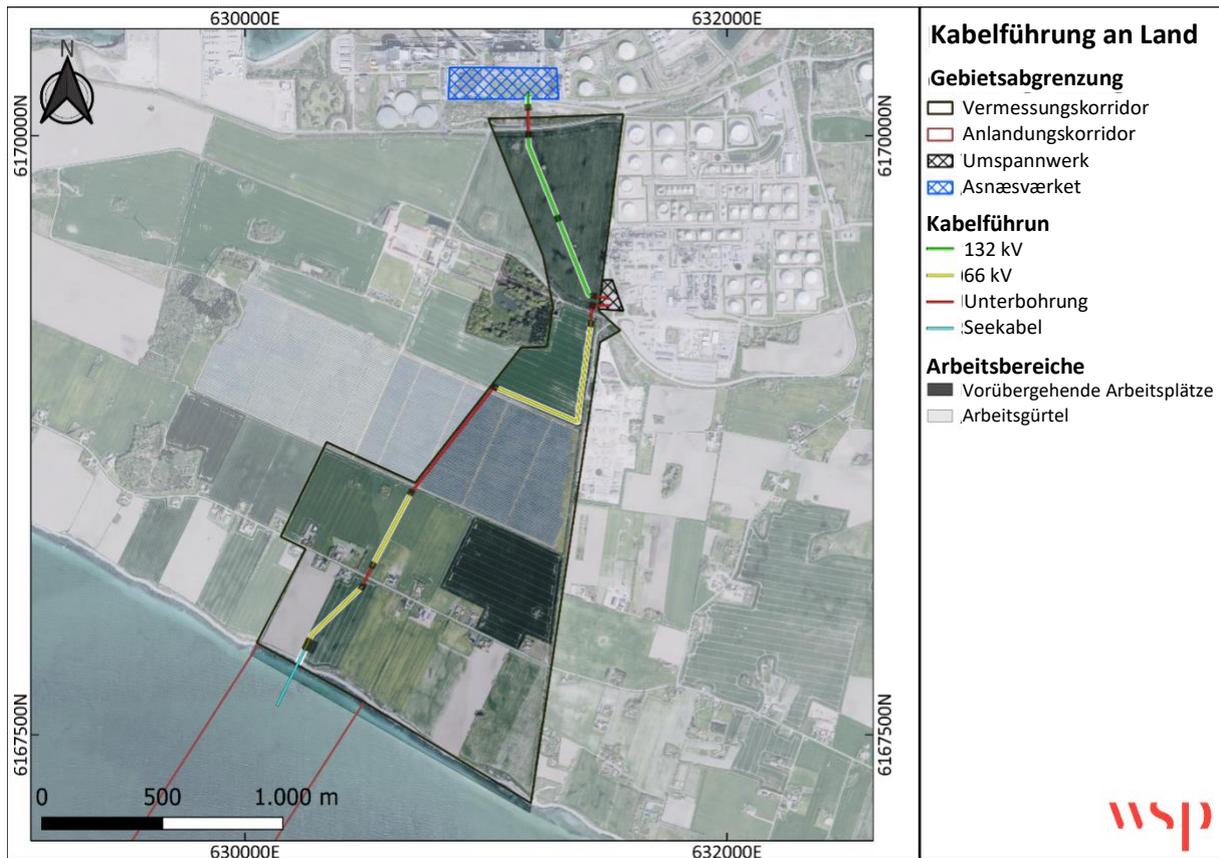


Abbildung 1-3 Übersichtskarte mit der Abgrenzung des Vermessungskorridors für Landkabel, die geplante Kabelführung, Arbeitsbereiche sowie den Standort des neuen Umspannwerks.

1.2.2.2 Bautätigkeiten

Im Zusammenhang mit dem Bau des Umspannwerks werden Bauarbeiten mit Baumaschinen, Zugang und Lagerung von Materialien u. a. durchgeführt. Die Bauarbeiten für das Umspannwerk sind in einem Zeitraum von 6-12 Monaten geplant.

Die Landkabel werden in einem gemeinsamen Kabelgraben verlegt, der 1 Meter breit und 2,3 Meter tief ist. Während der Bauphase entsteht ein 20-25 Meter breiter Baugürtel, zentriert um den Kabelgraben. Die Bauarbeiten zur Verlegung des Landkabels werden voraussichtlich etwa 4-6 Monate dauern, die Arbeiten werden sich jedoch nur über 3-5 Wochen von der Inbetriebnahme bis zur vollständigen Wiederherstellung der einzelnen Grundstücke erstrecken.

1.2.2.3 Betriebsphase

Das Umspannwerk wird unbemannt sein und für die meisten Betriebsabläufe im normalen Betriebsmodus der Windenergieanlagen und von Energinet auf Fernsteuerung basieren. Das Umspannwerk wird nur im Zusammenhang mit regelmäßigen Wartungs-, Inspektions- und Reparaturarbeiten besetzt. Die Häufigkeit der regelmäßigen Wartung beträgt 3-4 Tage pro Tag Jahr. Die Kabel sind im Boden vergraben und erfordern während der Betriebszeit keine Wartung, sondern lediglich Reparaturarbeiten im Fehlerfall.

1.2.2.4 Stilllegung

Die Lebensdauer der Installation an Land beträgt mindestens 40 Jahre, die Kabel werden jedoch zeitgleich mit den Windenergieanlagen und Kabeln auf See und nach den jeweils geltenden Methoden und Regeln entfernt.

1.3 Umweltauswirkungen des Projekts

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht kann Auswirkungen auf die umliegende Umwelt haben. Die Beschreibungen der Umweltauswirkungen sind danach unterteilt, wo die Auswirkungen auftreten, entweder auf See oder an Land. Es wird weiter unterteilt in Auswirkungen während der Bauphase, wo es zu Lärm, Verkehr, Aushubarbeiten und Störungen kommt, und während der Betriebsphase, wenn die Windenergieanlagen auf See sind und ein erdverlegtes Kabel und ein neu errichtetes Umspannwerk an Land vorhanden sind. Abschließend werden die Auswirkungen beschrieben, wenn das Projekt stillgelegt werden muss.

1.3.1 Umweltauswirkungen auf See

Bauphase

Die Bauphase auf See umfasst das Einrammen von Monopiles und die Errichtung von Windenergieanlagen sowie das Einpflügen oder -graben von Kabeln, die den Strom von den Windenergieanlagen an Land transportieren sollen.

Für die Arbeiten müssen Schiffe eingesetzt werden, die Emissionen verursachen, eine Kollisionsgefahr bergen, Lärm sowie Störungen verursachen.

Dies kann sich auf die Luftqualität, die Schifffahrtssicherheit, die Lärmbelästigung und Meerestiere wie Fische, Meeressäuger und Seevögel auswirken.

Beim Einrammen der Monopiles entsteht Lärm, wodurch das Gehör von Schweinswalen geschädigt und Fische vertrieben werden können.

Beim Versenken von Seekabeln und Monopiles auf den Meeresboden werden Sedimente am Meeresboden mit einem evtl. Gehalt an umweltgefährdenden Stoffen und Nährstoffen aufgewirbelt. Wenn im Zusammenhang mit der Anlandung der Seekabel kontrollierte Unterbohrungen eingesetzt werden, kommt es zu einem Ausfluss von Bohrschlamm in die Meeresumwelt. Bohrschlamm besteht hauptsächlich aus dem Bohrboden, Wasser und Bentonit-Ton, aber auch aus 0-1 % Zusatzstoffen.

Betriebsphase

In der Betriebsphase, die voraussichtlich etwa 30 Jahre dauern wird, stehen die Windenergieanlagen auf See und die Monopiles und Kabel liegen auf dem Meeresboden. Die Windenergieanlagen werden sichtbar sein und ihr Vorhandensein kann sich neben der Landschaft und den Sichtverhältnissen auch auf die Seefahrtssicherheit und den Flugverkehr auswirken, da das Risiko von Schiffskollisionen und Störungen von Funk- und Radarsignalen besteht. Ebenso können die Windenergieanlagen ein Kollisionsrisiko für Vögel und Fledermäuse darstellen, Rastvögel verdrängen und eine Barriere bilden, an der Zugvögel vorbeifliegen. Im Windpark und oberhalb des Landekabels wird es aufgrund der Gefahr von Schäden an Kabeln und Windenergieanlagen zu Einschränkungen beim Fischen mit Grundschleppnetzen kommen.

Durch den Erosionsschutz mit Steinen rund um die Fundamente wird anstelle des derzeitigen Substrattyps ein neuer Lebensraum für Meeresflora und -fauna mit hartem Boden geschaffen. Beim Betrieb der Windenergieanlagen entsteht tieffrequenter Luftschall. Es wird auch Lärm und Vibrationen geben, die sich auf die Fundamente übertragen.

Der Stromfluss erzeugt elektromagnetische Felder rund um die Unterseekabel, die das Leben im Meer beeinträchtigen können. Durch den Verschleiß durch Wind und Wetter können aus Monopiles, Anlagentürmen und Rotorblättern geringe Materialmengen in die Meeresumwelt gelangen.

Stilllegungsphase

Nach Ablauf der Nutzungsdauer wird das Projekt stillgelegt, also abgetragen. Insgesamt werden in der Stilllegungsphase die gleichen Auswirkungen erwartet wie in der Bauphase beschrieben. Allerdings werden die Auswirkungen in einigen Fällen geringer sein als in der Bauphase. Monopiles müssen z. B. nicht eingerammt werden, was die am meisten Lärm verursachende Tätigkeit in der Bauphase ist, und es ist wahrscheinlich nicht notwendig, die Kabel aus dem Meeresboden auszugraben. Sie können stattdessen nach oben gezogen werden, wodurch das Meeresbodensediment weniger aufgewirbelt wird.

Die als Erosionsschutz rund um die Windenergieanlagenfundamente ausgelegten Steine werden voraussichtlich auf dem Meeresboden verbleiben und dort einen Lebensraum für Fische, Meerespflanzen und Bodentiere bilden. Gleichzeitig stellt der Erosionsschutz eine dauerhafte Barriere für Grundschleppgeräte für die kommerzielle Fischerei dar.

1.3.2 Umweltauswirkungen an Land

Bauphase

Die Bauphase an Land umfasst die Verlegung von Landkabeln und die Errichtung eines neuen Umspannwerks. Arbeitsbereiche (an jedem Ende aller Unterbohrungen und an den Verbindungen der Kabelenden sowie 20-25 Meter um den Kabelgraben herum) werden vom Auslegen von Fahrbahnplatten, dem Verkehr von Baumaschinen und dem Verlegen von Boden beeinträchtigt. Der Kabelgraben selbst wird bis zu einer Tiefe von 2,3 Metern ausgehoben.

Zusätzlich zu den temporären Arbeitsbereichen bringen die Bauarbeiten einen erhöhten Verkehr, Emissionen von Baumaschinen, erhöhte Belästigung durch Lärm, möglicherweise die Notwendigkeit, Wasser aus dem Baubereich abzupumpen, die Gefahr des Austretens von Öl und das Risiko des Austretens von Bohrschlamm während der Unterbohrungen mit sich, die alle Auswirkungen auf die Umwelt haben können, einschließlich der Bevölkerung und der Arten oder Naturarten in dem Gebiet.

Betriebsphase

Während der Betriebsphase werden die Kabel im Boden liegen und in einem bestehenden Gewerbegebiet wird ein neues Umspannwerk entstehen, das sichtbar ist und Geräusche aussendet. Im Zusammenhang mit Wartungsarbeiten und der Überwachung des Umspannwerks kann es zu sporadischen Störungen und Lärm kommen. Um die erdverlegten Kabel herum entstehen elektromagnetische Felder.

Stilllegungsphase

Bei der Beseitigung der Anlagen an Land sind die Umweltauswirkungen in gleicher oder geringerer Größenordnung und in gleichem Ausmaß wie während der Bauphase.

1.4 Umwelt auf See

1.4.1.1 Geomorphologie und Geologie

Die Morphologie des Meeresbodens in der Jammerland-Bucht ist ein Ergebnis geologischer Prozesse der letzten etwa 11.500 Jahre. Große Teile der Jammerland-Bucht sind durch felsige Bodenverhältnisse gekennzeichnet, typischerweise jedoch mit einer dünnen Oberflächenschicht aus grobem Sand, Kies und Steinen. Es wird eingeschätzt, dass die Dicke der glazialen Schichtreihe innerhalb des Projektgebiets 13–40 m beträgt, die von 0–8 m dicken postglazialen Sedimenten überlagert wird.

Geomorphologie und Geologie werden durch das Projekt nicht beeinflusst, sind jedoch wichtig für das Verständnis des Gebiets, in dem die Windenergieanlagen errichtet werden.

1.4.1.2 Bodentopographie und Sediment

Im Projektgebiet, in dem die Windenergieanlagen platziert sind, beträgt die Wassertiefe 6,5–26 m. Die geringste Wassertiefe befindet sich an der Spitze von Lysegrunde, einem großen Uferbauwerk, das den zentralen Teil der Jammerland-Bucht durchschneidet.

Der Meeresboden im Projektgebiet ist sehr stabil und es wurden nur wenige Bereiche beobachtet, in denen es Anzeichen für einen aktiven Sedimenttransport gibt.

Auf dem Meeresboden wurden fünf verschiedene Substrattypen identifiziert. In den tieferen Teilen des Projektgebiets dominiert feinkörniger Schluff, während es im Westen mehr Grundgestein als im Osten gibt und der zentrale und nördliche Teil des Projektgebiets von Sand dominiert wird. Das nördlichste Drittel des Landungskorridors (zur Küste hin) wird von felsigem Boden dominiert, während der restliche Teil von weichem Boden und Schlack dominiert wird, mit lokalen Vorkommen von Sand und Steinen.

Sedimentproben aus dem Projektgebiet wurden gesammelt und analysiert. Bei Chrom, Kupfer und Nickel wurden in drei Sedimentproben Qualitätsanforderungen überschritten, bei einer davon auch bei Arsen und TBT.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase und während der Stilllegung kommt es im Zusammenhang mit der Verlegung und Aufnahme von Kabeln sowie beim Einrammen und Schneiden der Monopiles am Meeresboden zu Störungen des Meeresbodens und zum Austreten von Sedimenten. Während der Bauphase kommt es zu einem Ausfluss von Bohrschlamm, wenn bei der Anlandung der Seekabel das Unterbohrverfahren gewählt wird. Das ausgetretene Sediment wird in die Wassersäule abgegeben und anschließend auf dem Meeresboden abgelagert. Die Auswirkungen auf den Meeresboden (Bodentopographie und Sediment) im Zusammenhang mit dem Sedimentaustritt werden als gering eingeschätzt, da die Auswirkungen lokal sind, in der Umverteilung des vorhandenen Substrats bestehen und nicht dauerhaft sind.

Eine evtl. Freisetzung umweltgefährdender Stoffe durch Sedimentausbreitung während der Bauphase findet in einem großen, offenen Meeresgebiet und über die Dauer der Bauphase statt. Es wird daher eingeschätzt, dass eine evtl. Freisetzung umweltgefährdender Stoffe aufgrund der großen Vermischung nicht messbar sein wird, weshalb die Auswirkungen als gering eingeschätzt werden.

Während der Betriebsphase kann es aufgrund veränderter Strömungsbedingungen rund um die Windenergieanlagenfundamente zu Störungen des Meeresbodens kommen. Diese Auswirkungen werden als lokal, reversibel und im Vergleich zu den natürlich vorkommenden Schwankungen als minimal eingeschätzt. Monopiles und Erosionsschutz werden in der Betriebsphase zu einer Flächeninanspruchnahme des Meeresbodens führen. Die Auswirkungen werden als gering eingeschätzt, da das betroffene Gebiet klein ist und der Erosionsschutz einen neuen Lebensraum für Meeresflora und -fauna schaffen wird. Eine Zusammenfassung der Gesamtauswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase ist in Tabelle 1-2 dargestellt.

Tabelle 1-2 Zusammenfassung der Auswirkungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Bodentopographie und das Sediment.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Flächeninanspruchnahme	Bodentopographie	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Flächeninanspruchnahme	Sediment	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Störungen des Meeresbodens	Bodentopographie	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Störungen des Meeresbodens	Sediment	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Sedimentausbreitung	Bodentopographie	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Sedimentausbreitung	Sediment	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Ausbreitung von Sedimenten mit umweltgefährdenden Stoffen	Sediment	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Ausfluss von Bohrschlamm	Sediment	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	

1.4.1.3 Hydrographie

Das Projektgebiet in der Jammerland-Bucht liegt im östlichen Teil des nördlichen Großen Belts und im relativ geschützten Flachwassergebiet zwischen den Halbinseln Asnæs und Reersø mit tiefen Kanälen im Westen des Gebiets. In einer größeren hydrografischen Perspektive liegen das Projektgebiet und seine unmittelbare Umgebung somit im Übergangsbereich zwischen Nordsee und Ostsee.

Die größten Strömungsgeschwindigkeiten werden im westlichen Teil des Projektgebiets festgestellt, der dem Große-Belt-Kanal am nächsten liegt, wo die Geschwindigkeit typischerweise zwischen 1,0 und 1,3 m/s an der Oberfläche und 0,5 und 0,6 m/s am Boden liegt. Der östliche Teil zeichnet sich durch ruhigere Bedingungen aus, typischerweise mit Strömungsgeschwindigkeiten von 0,8–1,0 m/s an der Oberfläche und 0,4–0,5 m/s am Boden. Die vorherrschende Strömungsrichtung ist NW-SO.

Windbedingte Wellen im Projektgebiet werden im Gegensatz zu Strömungen und Wasserständen in erster Linie durch lokale meteorologische Bedingungen verursacht. Wellen entstehen durch die Länge der freien Strecke über der Wasseroberfläche, über die der Wind weht. Für das Projektgebiet werden die freien Strecken in westlicher und östlicher Richtung durch die Küste der Jammerland-Bucht auf Seeland und die Ostküste Fünens begrenzt. Einige größere Wellenzüge aus Nordwesten und Südwesten treten bei Tiefdruckpassagen von Norwegen und zur Ostsee auf.

Umwelteinflüsse

Das Vorhandensein der Windenergieanlagen in der Jammerland-Bucht wird die Windgeschwindigkeit und Wellenenergie im Windschatten der Windenergieanlagen verändern. Ebenso werden sich die Strömungsverhältnisse rund um die Windenergieanlagenfundamente lokal und möglicherweise auch auf der Rückseite der Windenergieanlagenfundamente verändern. Die Schichtung der Wassersäule wird durch erhöhte Turbulenzen durcheinandergewirbelt. Es wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen gering und lokal sind und unabhängig von der Wahl der Alternative keine nennenswerte Bedeutung haben. Die Auswirkungen beginnen bereits in der Bauphase und dauern an, bis die Entfernung der Offshore-Windenergieanlagen abgeschlossen ist.

Generell werden die durch das Projekt verursachten Veränderungen im Vergleich zu den natürlich vorkommenden Schwankungen der aufgeführten meteorologischen und hydrografischen Parameter als gering eingeschätzt.

Tabelle 1-3 Zusammenfassung der Auswirkungen der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Hydrographie.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Physikalische Strukturen	Windfeld	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Strömungsverhältnisse und Wasserwechsel	Anlage	niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Schichtung	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Wellen	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.4 Küstenmorphologie

Zu den nahe gelegenen Küsten des Projektgebiets gehören der Küstenabschnitt entlang der Jammerland-Bucht von der Spitze von Asnæs im Norden bis Reersø im Süden, die Küste um Musholm und Romsø sowie der Küstenabschnitt entlang des östlichen Teils von Hindsholm.

Auf der Strecke zwischen Asnæs und Reersø dominieren im nördlichen Teil felsige Küsten, während im südlichen Teil Sand- und Dünenküsten dominieren. Die Dünen sind aufgrund des natürlichen Strömungs- und Wellenklimas an mehreren Stellen einer leichten Erosion ausgesetzt, ohne jedoch einem größeren Abbau ausgesetzt zu sein. An einigen Stellen gibt es eine flache Küste und einen Küstenvorsprung, bei dem Deichformationen vorherrschen, vor allem im südlichen Teil der Bucht. Im südlichen Teil der Jammerland-Bucht gibt es außerdem ausgedehnte Strand- und Wiesengebiete, die mit dem Natura 2000-Gebiet bei Flasken verbunden sind, wo der Fluss Halleby Å seine Mündung hat.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase und während der Stilllegung kommt es bei der Errichtung und Installation von Windenergieanlagen und Kabeln zu Sedimentaustritten. Das ausgetretene Sediment wird in die Wassersäule abgegeben und kann teilweise zur Küste getragen werden. Während der Betriebsphase kommt es zu Veränderungen der Strömungs- und Wellenverhältnisse rund um die Windenergieanlagen, die auch zu marginalen Auswirkungen auf die Küstenmorphologie führen können. Die Auswirkungen werden als lokal und reversibel sowie im Vergleich zu den natürlich vorkommenden Variationen als minimal eingeschätzt. Die Gesamtauswirkungen werden als gering eingeschätzt.

Tabelle 1-4 Zusammenfassung der Auswirkungen von Bau, Betrieb und Stilllegung auf die Küstenmorphologie.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Änderungen der Strömungs- und Wellenbedingungen	Küstenmorphologie	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Sedimentausbreitung und Sedimentation	Küstenmorphologie	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.5 Wasserqualität

Eine gute Wasserqualität ist für alle Meereslebewesen, einschließlich der Organismen in der Wasserphase sowie am und im Boden, von großer Bedeutung. Für die Wasserqualität sind die Sichttiefe (das Eindringen von Licht in die Wassersäule), die Planktonmengen und die Konzentration gelöster Nährstoffe sowie Schwebstoffe und Sauerstoff wichtig.

Umwelteinflüsse

Mögliche Auswirkungen auf die Wasserqualität des Meeres während der Bauphase beziehen sich auf das Austreten von Sedimenten beim Bau von Windenergieanlagenfundamenten und beim Verlegen von Kabeln. Es darf nicht in Schichten gegraben werden, die stark Sauerstoff verbrauchen, wie z. B. Torf. Die Gefahr eines plötzlichen Sauerstoffverlustes durch die Bauarbeiten besteht somit nicht.

Ein kleinerer Teil der bereits im Sediment vorhandenen umweltschädlichen Stoffe wird freigesetzt und gelangt in gelöster Form in die Wassersäule. Bei den Tiefen und den aktuellen Bedingungen, die dort herrschen, wo die Tätigkeiten durchgeführt werden sollen, kommt es zu einer starken Verdünnung. Es kommt nicht zu einer Freisetzung oder Verbreitung umweltgefährdender Stoffe in messbaren Konzentrationen oder zu toxischen Wirkungen in der aquatischen Umwelt oder Überschreitungen nationaler und EU-Umweltqualitätsanforderungen.

Beim Aufwirbeln des Sediments im Wasser wird ein Teil des darin gebundenen Stickstoffs und Phosphors in der Wasserphase gelöst. Die Belastung mit Stickstoff und Phosphor durch die Errichtung (und Stilllegung) des Projekts ist vernachlässigbar, und die Auswirkung auf die Wasserqualität wird daher als gering eingeschätzt.

Die Fundamente der Windenergieanlagen erhalten einen Korrosionsschutz in Form von Epoxidfarbe und galvanischen Aluminiumanoden. Nachdem die Epoxidbeschichtung ausgehärtet und die Konstruktion auf See errichtet wurde, werden keine Lösungsmittel aus dem Epoxidharz freigesetzt. Die Windenergieanlagen werden in einem Gewässergebiet errichtet, in dem der Wasseraustausch und die Verdünnung hoch sind. Es wird davon ausgegangen, dass die Stoffemissionen der Windenergieanlagen nur geringe Auswirkungen auf die Wasserqualität haben, nicht messbar sind und der Wirkungsgrad daher gering sein wird.

Rotorblätter von Windenergieanlagen bestehen aus Verbundwerkstoffen, die hauptsächlich aus Harz und Glasfaser bestehen. Während der Betriebsphase werden durch Verschleiß und Niederschlag geringe Materialmengen als Mikroplastikstücke aus den Rotorblättern freigesetzt. Das von den Rotorblättern abgetragene Material besteht aus vollständig ausgehärteten Farbpartikeln, d. h. pigmentierten Polymerpartikeln, die chemisch inaktiv sind und keine Chemikalien an die Umwelt abgeben oder die Wasserqualität beeinträchtigen.

Durch die Stilllegung der Windenergieanlagen und die Entfernung von Seekabeln ist mit einer gleichen oder geringeren Sedimentausbreitung wie in der Bauphase zu rechnen. Die Auswirkungen in der Stilllegungsphase werden daher als gleich oder geringer eingeschätzt als in der Bauphase.

Zusammenfassend wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen auf die Wasserqualität durch die Errichtung, den Betrieb und die Stilllegung des küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht gering sein werden (siehe Tabelle 1-5).

Tabelle 1-5 Zusammenfassung der Auswirkungen der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Wasserqualität.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Freisetzung umweltgefährdender Stoffe	Wasserqualität	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Freisetzung von N und P	Wasserqualität	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Freisetzung von Zink aus Aluminiumanoden	Wasserqualität	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Freisetzung von Mikroplastik	Wasserqualität	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

1.4.1.6 Meeresflora und -fauna

Der Meeresboden im vorläufigen Untersuchungsgebiet enthält zahlreiche benthische und Makroalgegengemeinschaften, die mit den verschiedenen Lebensraumtypen in dem Gebiet zusammenhängen. Tiere und Pflanzen in diesen Gemeinschaften sind Teil des marinen Nahrungsnetzes und bilden die Nahrungsgrundlage für z. B. Vögel, Fische und Meeressäugetiere. Die Auswirkungen der Umsetzung des Projekts können sich daher nicht nur direkt auf die Populationen benthischer Tiere und Pflanzen im Gebiet auswirken, sondern möglicherweise auch auf die Nahrungsgrundlage für Vögel, Fische und Säugetiere, die im Projektgebiet nach Nahrung suchen.

Im Untersuchungsgebiet wurden vier Lebensraumtypen beobachtet:

- Naturtyp 1a – Weichbodengemeinschaft
- Naturtyp 1b – Sandbodengemeinschaft
- Naturtyp 2 – Kiesbodengemeinschaft, schlammiger Sand, Kies und kiesiger Meeresboden (<10 cm)
- Naturtyp 3/4 – Felsriffgemeinschaft – Streubett mit mehreren größeren Steinen und ausgeprägten Felsriffstrukturen mit höhlenbildenden Elementen

Die Naturtypen 3 und 4 bilden zusammen den Naturtyp Steinriff. Die beobachteten Epifauna-Arten (Tiere, die auf dem Meeresboden leben) kommen in dänischen Binnengewässern sehr häufig vor und müssen im Allgemeinen als repräsentativ für die entsprechenden Wassertiefen und Substrate in dänischen Binnengewässern beschrieben werden. Insgesamt findet sich die größte Vielfalt und Abdeckung an Tier- und Pflanzenarten im Zusammenhang mit festen Substraten wie Felsriffen, Streubänken und Muschelbänken. In geringeren Wassertiefen werden die festen Substrate im Allgemeinen von Pflanzen dominiert, während sie in tieferen Gewässern von sesshaften Tieren dominiert werden.

Miesmuscheln sind eine Nahrungsquelle für Tauchenten, wenn die Muscheln in Tiefen gefunden werden, die die Tauchenten erreichen können (hauptsächlich 2-10 Meter, aber auch bis zu 20 Meter). Die Bedeutung der Tauchenten hängt davon ab, wie viele Muscheln vorhanden sind (Bedeckungsgrad) und wie groß das Muschelgebiet ist.

Innerhalb des Projektgebiets und des Landungskorridors gibt es keine Gebiete mit einem hohen Miesmuschelbesatz (>25 %) und einer Wassertiefe von weniger als 10 m. In zwei Gebieten gibt es einen Miesmuschelbesatz von 1-25 % und einer Wassertiefe von weniger als 10 m, und in drei Gebieten gibt es einen Miesmuschelbesatz von >25 % bei einer Wassertiefe von 10-20 m.

Es wird davon ausgegangen, dass es sich hierbei um eine begrenzte und fragmentierte Verbreitung von Miesmuscheln handelt, weshalb das Projektgebiet und der Landekorridor nicht als bedeutendes Nahrungsgebiet für muschelfressende Tauchenten gelten.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase kann die Meeresflora und -fauna durch Unterwasserlärm und -vibrationen, Sedimentausbreitung und Sedimentaustritt sowie physikalische Störungen des Meeresbodens beeinträchtigt werden. Die Auswirkungen werden jedoch insgesamt als gering eingeschätzt.

Während der Betriebsphase kommt es zu Auswirkungen des Projekts auf die Meeresflora und -fauna durch Unterwasserlärm und Vibrationen von in Betrieb befindlichen Windenergieanlagen. Darüber hinaus kommt es zu Auswirkungen durch die Veränderung des Lebensraums von Sandboden zu Hartboden und durch die Windenergieanlagen. Diese hinzugefügten Strukturen am Meeresboden können zu Veränderungen der

Strömungsverhältnisse am Meeresboden führen. Kabel zwischen Windenergieanlagen und Anlandungskabeln geben Wärme an den Meeresboden ab, die sich auf im Sediment eingegrabene Organismen auswirken kann. Die gesamten Auswirkungen auf die Meeresflora und -fauna werden als gering eingeschätzt.

In der Stilllegungsphase werden die Auswirkungen voraussichtlich in gleichem oder geringerem Ausmaß wie in der Bauphase auftreten. Daher werden auch die Gesamtauswirkungen auf die Meeresflora und -fauna als gering eingeschätzt.

Die zusammengefassten Auswirkungen auf die Meeresflora und -fauna für die Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase ist in angegeben Tabelle 1-6.

Tabelle 1-6 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Meeresflora und -fauna.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Lärm und Vibrationen	Meeresflora und -fauna	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Sedimentaustritt und Sedimentausbreitung	Meeresflora und -fauna	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Störungen	Meeresflora und -fauna	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Flächeninanspruchnahme	Meeresflora und -fauna	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Lebensraumveränderungen	Meeresflora und -fauna	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Strömungsänderungen	Meeresflora und -fauna	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Wärmeabgabe an den Meeresboden	Meeresflora und -fauna	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

1.4.1.7 Fische

Die meisten Fischarten, die im Kattegat und im Großen Belt in ähnlichen Tiefen und Lebensräumen vorkommen, kommen voraussichtlich auch in der Nähe des Offshore-Windparks in der Jammerland-Bucht vor.

Fangstatistiken der dänischen Fischereibehörde zeigen, dass Miesmuscheln hauptsächlich in der Jammerland-Bucht gefangen werden, obwohl im Projektgebiet selbst nur spärliche Vorkommen von Miesmuscheln beobachtet wurden. Es wurden auch viele Sprotten und Heringe gefangen, aber auch Kabeljau und Plattfische

wie Scholle, Flunder, Kliesche und Seezunge. Lokale Fischereiverbände geben an, dass die wichtigsten im Projektgebiet gefangenen Fischarten Plattfische wie Seezunge, Steinbutt und Wittling sind.

Die Fischarten, die im Projektgebiet schätzungsweise am häufigsten vorkommen, sind Kabeljau (das Projektgebiet kann als Nahrungsgebiet für ausgewachsene und junge Fische in Gebieten mit felsigem Boden dienen) und Hering (der Große Belt wird als weniger wichtig als Wandergebiet für die Art erachtet, es gibt jedoch ein Laichgebiet nördlich des Projektgebiets), Sprotte (die Art ist weniger abhängig vom Bodensubstrat und Laich- und Aufwuchsgebiete sind nicht genau definiert, das Projektgebiet wird nicht als bedeutsam eingeschätzt für die Art), Scholle (viele erwachsene Individuen nördlich des Projektgebiets, die Jammerland-Bucht ist aber kein Laich- oder Aufwuchsgebiet, das hauptsächlich westlich in tieferen Gebieten liegt) und Steinbutt (bevorzugt sandigen Boden, kann aber auch auf gemischtem Boden leben, laicht in größeren Tiefen im Westen).

Umwelteinflüsse

Schwebstoffe nach Bauarbeiten wie dem Verlegen von Kabeln und dem Einrammen von Monopiles können Auswirkungen auf die Fische haben. Auch nach Stürmen kann es zu erhöhten Mengen an Schwebstoffen kommen, weshalb Fische an Schwankungen in der Menge an Schwebstoffen angepasst sind. Bestimmte Fischarten reagieren empfindlich auf die erhöhte Konzentration an Schwebstoffen, diese zeigen jedoch Fluchtverhalten und verlassen das Gebiet für einen kürzeren Zeitraum, solange sich in der Wassersäule erhöhte Konzentrationen an Schwebstoffen befinden. Eier und Larven sind durch erhöhte Sedimente anfälliger, da es aber keine nennenswerten Laich- oder Aufwuchsgebiete gibt, wird die Auswirkung auf Fische durch Sedimente als gering eingeschätzt.

Erfolgt die Küstenüberquerung als Unterbohrung, kommt es zu einem Ausfluss von Bohrschlamm ins Meer. Bohrschlamm ist feines Sediment, das sich an den Kiemen der Fische absetzen kann. Insbesondere Plattfische können küstennahe, sandige Gebiete als Aufwuchsgebiete nutzen, der Landungskorridor wird jedoch als nicht bedeutsam eingeschätzt. Die Auswirkungen werden daher als gering eingeschätzt.

Es wird eingeschätzt, dass Unterwasserlärm durch das Einrammen von Monopiles zu einer vorübergehenden Vertreibung von Fischen führt. Die Auswirkungen auf die Fische werden jedoch als gering eingeschätzt, da die Auswirkungen kurzfristig (einige Stunden für jeden Monopile) und lokal sind und die Fische anschließend zurückkehren können.

Während der Betriebsphase kann es zu einer Beeinträchtigung der Fische durch den Unterwasserlärm durch den Betrieb kommen, es hat sich jedoch bereits gezeigt, dass sich die Fische an den Lärm gewöhnen und die Auswirkungen daher als gering eingeschätzt werden. Ebenso hat sich gezeigt, dass die elektromagnetischen Felder um die Kabel keine Auswirkungen auf Fische haben.

Durch die Errichtung harter Strukturen in Form von Windenergieanlagenfundamenten und Erosionsschutz kann es während der Betriebsphase zu einer gewissen Anziehung von Fischen kommen, insbesondere auf riffbezogene Arten wie Kabeljau und Lippfische. Es wird möglich sein, eine neue Fischergemeinschaft zu gründen, die von Riffarten dominiert wird. Die Flächeninanspruchnahme ist jedoch so klein, dass davon ausgegangen wird, dass die Auswirkungen gering und ausschließlich lokal für die benthischen Fischarten sind, die sandige Böden bevorzugen.

Die Auswirkungen in der Stilllegungsphase werden als vergleichbar oder geringer eingeschätzt als in der Bauphase, z. B. wird der Unterwasserlärm geringer sein, da keine Monopile eingerammt werden müssen. Die gesamten Auswirkungen auf Fische während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase des Projekts sind in angegebene Tabelle 1-7.

Tabelle 1-7 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf Fische.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Schwebstoffe und Sedimentation	Fische	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Ausfluss von Bohrschlamm	Fische	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Unterwasserlärm und Vibrationen	Fische	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Flächeninanspruchnahme/Lebensraumänderung	Fische	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Elektromagnetismus	Fische	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Veränderungen in der Nahrungsgrundlage	Fische	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

1.4.1.8 Vögel

In den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 wurden Flugzählungen von Rastvögeln im nördlichen Großen Belt und in der Jammerland-Bucht durchgeführt. Außerdem wurde eine Untersuchung der Muschelbänke im Projektgebiet durchgeführt und es wurde festgestellt, dass die Muschelvorkommen klein und fragmentiert sind. Muschelbänke können wichtige Nahrungsgebiete für Tauchenten wie Eiderenten und Trauerenten sein, insbesondere wenn sie in Tiefen unter 10 Metern vorkommen. Die Felduntersuchungen werden durch vorhandene Daten zum Vorkommen von Vögeln im und um das Projektgebiet ergänzt, ebenso wurde eine Literaturrecherche zu den Reaktionen von Vögeln auf Offshore-Windparks durchgeführt.

Das Zählgebiet im nördlichen Großen Belt stellt ein wichtiges Rastgebiet für Wasservögel dar, in dem gelegentlich Eiderenten und Trauerenten in Mengen von internationaler Bedeutung vorkommen können. In einigen Jahren kann es auch zu einer erheblichen Anzahl von Rothalstauchern kommen, jedoch nicht mehr bei den letzten Zählungen 2020–2022.

Die Luftzählungen von Rastvögeln weisen große jährliche und saisonale Schwankungen auf, sowohl hinsichtlich der Anzahl der Vögel als auch ihrer Verteilung im Zählgebiet.

Zahlenmäßig war die Eiderente sowohl in den Jahren 2014–2015 als auch in den Jahren 2020–2022 die am häufigsten vorkommende Art, allerdings war die Zahl in den Jahren 2020–2022 deutlich geringer als in den

Jahren 2014–2015. Umgekehrt wurden in den Jahren 2014–2015 deutlich weniger Trauerenten beobachtet als in den Jahren 2020–2022.

Was die Verbreitung betrifft, rasten Eiderenten hauptsächlich westlich und südwestlich von Asnæs außerhalb des Projektgebiets. Bei der Trauerente war das Bild bei den Zählungen 2014–2015 das gleiche wie bei der Eiderente, bei den Zählungen 2020–2022 war die Art jedoch in der Jammerland-Bucht, auch innerhalb des Projektgebiets, gleichmäßiger verteilt.

Die Zählungen in Kombination mit der Verteilung der Muscheln in geringen Wassertiefen deuten darauf hin, dass das Gebiet nördlich des Projektgebiets für beide Arten wichtig ist. Bei der Trauerente zeigen die Zählungen in den Jahren 2020–2022 jedoch auch, dass die Trauerente gleichmäßiger in der gesamten Bucht verteilt ist und offenbar nicht in einem Muster, das sich nach dem Vorkommen von Muscheln in geringeren Meerestiefen richtet. Für Trauerenten deutet dies darauf hin, dass die Art relativ flexibel ist, was den Aufenthaltsort der Vögel betrifft, und dass dies sowohl innerhalb als auch außerhalb des Projektgebiets geschieht.

Das Projektgebiet wird im Frühjahr und Herbst von zahlreichen Wasserzugvögeln durchzogen, liegt aber außerhalb der üblicherweise genutzten Zugkorridore von Landvögeln.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase wird davon ausgegangen, dass Störungen durch die Bauarbeiten und die Schifffahrt zu Verschiebungen und damit zu *mittleren* Auswirkungen auf rastende Eiderenten, Lappentaucher, Seetaucher, Trauerenten, Samtenten und Alken führen. Die Auswirkungen anderer Rastvogelarten und -arten werden als gering eingeschätzt.

Basierend auf durchschnittlichen Zahlen aus den Flugzählungen von Rastvögeln (2014–2015 und 2020–2022) wird der Küsten-Offshore-Windpark und der damit verbundene Serviceverkehr in der Betriebsphase voraussichtlich zu einer Verdrängung von bis zu 3.985 Trauerenten, 2.298 Eiderenten, 253 Samtenten, 834 Seetauchern, 211 Alken und 216 Lappentauchern aus ihren aktuellen Rast- und Nahrungsgebieten führen. Es wird eingeschätzt, dass dieser indirekte Lebensraumverlust *mittlere* Auswirkungen auf die Populationen der betreffenden Arten hat. Bei allen anderen Arten ist die Zahl der verdrängten Vögel deutlich geringer und die Auswirkungen werden daher als *gering* eingeschätzt. Für Kormorane werden *positive* Auswirkungen erwartet. Die Auswirkungen durch physikalische Veränderungen des Lebensraums (direkter Lebensraumverlust) werden als *gering* eingeschätzt.

Berechnungen zur durchschnittlichen Anzahl von Kollisionen pro Jahr gehen bei Eiderenten von bis zu 5 Vögeln pro Jahr aus, bei allen anderen Arten weniger als 1. Für Eiderenten, Silbermöwen und Sturmmöwen wird das Kollisionsrisiko als mittlere Auswirkung eingeschätzt, für alle anderen Arten als geringe Auswirkung. Die Auswirkungen durch Barrierewirkungen werden als gering eingeschätzt, da der zusätzliche Energieverbrauch für die Vögel sehr gering ist. Alle Einschätzungen gelten sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen.

Die Auswirkungen in der Stilllegungsphase werden als gleichwertig wie die Auswirkungen in der Bauphase eingeschätzt.

Die zusammengefassten Auswirkungen auf Vögel für die Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase sind in angegeben Tabelle 1-8.

Tabelle 1-8 Zusammenfassung der Auswirkungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für Zug- und Rastvögel.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Störung	Zug- und Rastvögel	Anlage	Mittel	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Mittel	Alternative 2
Auswirkungen auf den Lebensraum	Rastende Vögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Verdrängung/funktionaler Verlust des Lebensraums	Rastende Vögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Mittel	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Barrierewirkung	Zugvögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Kollisionsgefahr	Zug- und Rastvögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Mittel	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2

1.4.1.9 Fledermäuse:

Es wurden Feldstudien zu wandernden und auf Nahrungssuche gehenden Fledermäusen im Meer durchgeführt. Die Studien zeigten zwei potenzielle Zugkorridore durch den nördlichen Großen Belt. Zwischen Reersø auf Seeland und Stavreshoved auf Fünen und entlang der Brücke über den Großen Belt. An beiden Orten wurden Mückenfledermäuse, Rauhautfledermäuse und Große Abendsegler gefunden, und bei Sprogø (Große-Belt-Brücke) auch Zweifarbfledermäuse. Darüber hinaus zeigten die Untersuchungen, dass Fledermäuse in der Umgebung von Windenergieanlagen im Großen Belt nur in begrenztem Umfang nach Nahrung suchen, und zwar nur in Nächten mit geringen Windgeschwindigkeiten, hohen Temperaturen und ohne Niederschlag.

Umwelteinflüsse

Es wird davon ausgegangen, dass die Bau- und Stilllegungsphase auf See keine Auswirkungen auf Fledermäuse hat. Die Aktivitäten können keine Brut- oder Rastplätze beeinträchtigen, da solche auf See nicht vorhanden sind. Während der Bauarbeiten und der Stilllegung sind die Windenergieanlagen nicht in Betrieb und die Rotorblätter drehen sich nicht. Fledermäuse fliegen nicht in Strukturen, die sich nicht bewegen. Während der Betriebsphase rotieren die Rotorblätter und es besteht die Gefahr, dass Fledermäuse mit ihnen kollidieren.

Südlich des Projektgebiets liegen zwei potenzielle Zugkorridore, weshalb Windenergieanlagen nicht innerhalb der Zugkorridore von Fledermäusen platziert werden. Eine Beeinträchtigung der Zugkorridore gilt daher als ausgeschlossen.

Unter den richtigen Wetterbedingungen (leichter Wind und warme Nächte) können Fledermäuse weit draußen auf See nach Nahrung (Insekten) suchen. Das Vorhandensein von Windenergieanlagen kann das Verhalten von Fledermäusen verändern, da Insekten bekanntermaßen von Windenergieanlagen angezogen werden. Die Felduntersuchungen zeigen, dass es in der Nähe der Windenergieanlagen auf Sprogø nur relativ wenige Fledermäuse gibt und dies auch nur bei geringer Windgeschwindigkeit.

Es wird eingeschätzt, dass der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht geringe Auswirkungen auf das Nahrungssucheverhalten von Mücken-, Rauhaut-, Breitflügel-, Wasser- und Zweifarbfledermäuse sowie Große Abendsegler haben wird, da die Windenergieanlagen beheizt sind und daher die Nahrung der Fledermäuse und damit die Fledermäuse angelockt werden können. Daraus ergibt sich die Gefahr einer Kollision mit den Rotorblättern.

Eine Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase in Bezug auf wandernde und nach Futter suchende Fledermäuse im Meeresgebiet finden Sie in Tabelle 1-9.

Tabelle 1-9 Zusammenfassung der Auswirkungen von Bau, Betrieb und Stilllegung auf wandernde und Futter suchende Fledermäuse im Meeresgebiet.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Kollisionsgefahr	Zugkorridore für Fledermäuse	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Futtersuche mit Kollisionsgefahr	Fledermäuse auf Nahrungssuche	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

1.4.1.10 Meeressäuger

Für das Projekt sind drei Arten von Meeressäugetieren relevant: Schweinswale, Seehunde und Kegelrobben.

Schweinswale sind die häufigste Walart in Dänemark und können das ganze Jahr über in dänischen Gewässern beobachtet werden. Schweinswale ernähren sich von Fischen und haben mit einer durchschnittlichen Lebenserwartung von 8–10 Jahren im Vergleich zu anderen Zahnwalen eine relativ kurze Lebenserwartung. In der Nähe des Untersuchungsgebiets wurden keine besonderen Aufwuchsgebiete identifiziert, es wird jedoch eingeschätzt, dass sich Schweinswale überall in dänischen Gewässern fortpflanzen können.

Der Seehund ist eine relativ kleine Robbenart. Seehunde werden maximal 35 Jahre alt. In der Zeit vom 1. Mai bis 1. September sind Seehunde rund um die Ruheplätze am stärksten gefährdet. In Bezug auf den Offshore-Windpark in der Jammerland-Bucht ist das Gebiet bei Samsø der nächstgelegene bekannte Ort, der für Seehunde von Bedeutung sein könnte, wo es mehrere größere Ruheplätze gibt.

Die Kegelrobbe ist eine mittelgroße Robbe. Männchen werden über 20 Jahre und Weibchen über 30 Jahre alt. Kegelrobben nutzen das ganze Jahr über Ruheplätze, vor allem aber bei der Geburt ihrer Jungen, während der Paarung und während des Fellwechsels. Kegelrobben ziehen zur Nahrungssuche weit umher und nutzen für die Geburt nicht unbedingt denselben Ruheplatz wie im Rest des Jahres. Im Projektgebiet sind keine Ruheplätze für Kegelrobben registriert.

In dem Gebiet, in dem der Offshore-Windpark errichtet werden soll, wurden relativ wenige Schweinswale und Robben beobachtet, und es gibt keine Hinweise darauf, dass das Gebiet im Vergleich zu den umliegenden Gewässern für Robben oder Schweinswale von größerer Bedeutung ist.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase können Meeressäuger durch Sedimentausbreitung, Lärm durch das Einrammen von Monopiles und Störungen durch Bauschiffe beeinträchtigt werden. Die Sedimentausbreitung ist von kurzer Dauer und wird als gering auswirkend eingeschätzt. Lärm, der durch das Einrammen von Monopiles entsteht, wird durch einen doppelten Blasenvorhang oder eine ähnliche lärmindernde Maßnahme gedämpft. Im Zeitraum vom 1. Mai bis 31. August werden keine Monopiles eingerammt, da dies die am stärksten gefährdete Zeit für Meeressäugetiere ist. Die Lärmbelastung sowohl bei Luft- als auch für Unterwasserlärm wird als nicht erheblich eingeschätzt.

Während der Bauphase, während der Betriebsphase und wenn der Windpark wieder entfernt werden muss, wird es Schiffsverkehr geben. Der Schiffsverkehr verursacht Störungen, es wird jedoch nicht davon ausgegangen, dass der Verkehr im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb des Windparks erhebliche Auswirkungen auf Meeressäugetiere hat.

Es gibt keinen Unterschied in der Bewertung der möglichen Auswirkungen auf Meeressäugetiere bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts, Alternative 1 oder Alternative 2, weder für Schweinswale noch für Robben. Eine Zusammenfassung der potenziellen Gesamtauswirkungen in Bezug auf Meeressäugetiere (Schweinswale und Robben) in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase des Projekts finden Sie in Tabelle 1-10.

Tabelle 1-10 Zusammenfassung der Auswirkungen auf Meeressäugetiere (Schweinswale und Robben) während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase des Projekts.

Auswirkung	Phase	Gesamtauswirkungen – bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2	
		Schweinswale	Robben
Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Niedrig	Niedrig
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Unterwasserlärm)	Anlage	Mittel	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Luftschall)	Anlage	Keine	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Kurzfristiger Lebensraumverlust beim Einrammen durch Abschrecken	Anlage	Mittel	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr, sonstiger Baulärm, Betriebslärm der Windenergieanlagen etc.	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Niedrig	Niedrig
	Stilllegung	Niedrig	Niedrig
Langfristige Lebensraumveränderungen durch die Einführung von neuem Hartsubstrat	Anlage	Keine	Keine
	Betrieb	Niedrig	Niedrig

	Stilllegung	Keine	Keine
Unterwasserlärm durch die Detonation von Blindgängern (UXO), der das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus, der sich auf die Tiere auswirken kann	Anlage	Keine	Keine
	Betrieb	Niedrig	Niedrig
	Stilllegung	Keine	Keine

1.4.1.11 Meeresarchäologie

Die marinen archäologischen Ablagerungen innerhalb des Projektgebiets und des Landungskorridors können im Allgemeinen in zwei Hauptkategorien unterteilt werden; Wracks und andere Objekte sowie steinzeitliche Siedlungen und Reste/Einzelfunde daraus (Paläolandschaft).

Laut der Datenbank „Funde und historische Denkmäler“ der dänischen Agentur für Kultur gibt es im Projektgebiet drei Wrackregistrierungen. Die drei Registrierungen liegen nur 200-300 m voneinander entfernt und liegen im südlichen Teil des Projektgebietes. Eines der Wracks stammt aus den 1920er Jahren und wurde weggesprengt, ein Wrack stammt aus dem Jahr 1940 und bei den anderen beiden handelt es sich um zwei Aufzeichnungen desselben Wracks aus einem Untergang im Jahr 1986. Laut Datenbank gibt es entlang des Landungskorridors keine Wrackregistrierungen.

Die Region des Großen Belts verfügt über ein umfangreiches historisches Erbe, insbesondere in Form gut erhaltener Siedlungen aus der Steinzeit. Der Hauptgrund dafür, dass der Meeresboden in der Region reich an Ablagerungen von kulturellem und historischem Interesse ist, liegt darin, dass die Steinzeitbevölkerung in der Nähe der nahegelegenen Küsten lebte. Der Anstieg des Meeresspiegels nach der Eiszeit hat die Küstenmorphologie verändert und dazu beigetragen, dass heute ein Großteil der steinzeitlichen Küsten unter Wasser steht. Es wird davon ausgegangen, dass der Großteil des Projektgebiets, abgesehen von den tiefsten Teilen entlang des Großen Belt-Kanals und dem gesamten Landungskorridor, potenziell Siedlungsreste aus der Altsteinzeit enthalten kann.

Laut der Datenbank der dänischen Schlösser- und Kulturverwaltung gibt es in Lysegrunde einen einzigen Fund von verarbeitetem Feuerstein 2 km nordwestlich des Projektgebiets in etwa 9 m Wassertiefe. Dies zeigt, dass die flachen Bereiche innerhalb des Projektgebiets, z. B. rund um Lysegrunde Beispiele für Gebiete sind, in denen möglicherweise Siedlungsreste vorhanden sind.

Die Notwendigkeit meeresarchäologischer Voruntersuchungen wird von der dänischen Schlösser- und Kulturverwaltung in Zusammenarbeit mit dem zuständigen Museum im Zusammenhang mit der öffentlichen Anhörung zur Errichtungszulassung geklärt. Die endgültige behördliche Entscheidung über meeresarchäologische Angelegenheiten wird von der dänischen Schlösser- und Kulturverwaltung getroffen. Das Wikingerschiffmuseum hat angedeutet, dass es durchaus empfohlen werde, im Projektgebiet meeresarchäologische Voruntersuchungen durchzuführen.

Umwelteinflüsse

Das Projekt könnte möglicherweise dazu führen, dass marine archäologische Werte verloren gehen, wenn sich Objekte von kulturhistorischem Interesse genau dort befinden, wo die physische Einwirkung stattfindet. Es besteht ein großer Abstand zwischen den Wrackregistrierungen im Projektgebiet und den spezifischen

Windenergieanlagenpositionen. Laut Datenbank der Schlösser- und Kulturverwaltung gibt es im Landungskorridor keine Wrackregistrierungen. Möglicherweise muss die interne Kabelführung zwischen den Windenergieanlagen angepasst werden, um einen ausreichenden Abstand zum Wrack zu gewährleisten. Laut Datenbank der Schlösser- und Kulturverwaltung sind derzeit keine Aufzeichnungen über antike Funde im Projektgebiet oder im Landungskorridor bekannt. Die Bewertung der Auswirkungen auf die meeresarchäologischen Interessen basiert weitgehend auf der Wahrscheinlichkeit und dem Grad des Risikos. Obwohl also die Sensibilität für Schiffswracks und antike Funde groß sind und die Bedeutung antiker Funde groß ist, wird letztendlich davon ausgegangen, dass die Gesamtauswirkungen von Schiffswracks und antiken Funden aufgrund der Errichtung von Windenergieanlagenfundamenten und der Verlegung von Kabeln in der Bauphase gering sind. Die Auswirkungen in der Betriebsphase hängen nur mit der Erosion rund um die Windenergieanlagenfundamente und das Ankern von Serviceschiffen zusammen. Die möglichen Auswirkungen werden als gering und nicht erheblich eingeschätzt. Die konkreten Auswirkungen auf meeresarchäologische Belange können erst dann abschließend geklärt werden, wenn eine meeresarchäologische Machbarkeitsstudie vorliegt.

Tabelle 1-11 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für die Meeresarchäologie.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Feste Strukturen und Ankern von Schiffen und Plattformen	Schiffswrack	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Feste Strukturen und Ankern von Schiffen und Plattformen	Antike Funde	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.12 Meereseerholungsbedingungen

Die Küste entlang der Jammerland-Bucht ist ein wichtiges Ziel für das Freiluftleben mit einem großen Einzugsgebiet, das sowohl Einheimische als auch Touristen anzieht. Darüber hinaus gibt es entlang der Küste mehrere Ferienhausgebiete, in denen die Bewohner die Freizeitmöglichkeiten auf See in der Jammerland-Bucht in hohem Maße nutzen. Der Küstenabschnitt in der Jammerland-Bucht bietet gute Bademöglichkeiten, aber auch viele Möglichkeiten für Erholung, Outdoor-Aktivitäten, Unterkünfte, Rad- und Wanderwege, Küstenangeln, Naturfitness, geführte Touren usw.

Das Projektgebiet liegt mehr als 6 km von der Küste entfernt und die meisten Freizeitaktivitäten auf See finden näher an der Küste statt. Dies gilt z. B. für Surfen (Wind und Drachen), Unterwasserjagd, Rudern, Kajakfahren, Schwimmen und andere Outdoor-Aktivitäten an der Küste.

Umwelteinflüsse

Während der Bauzeit kann es für maritime Freizeitaktivitäten zu Lärm, Störungen und erhöhtem Schiffsverkehr in dem Gebiet kommen. Dies bedeutet, dass der Erlebniswert und die Freizeitnutzung des Meeres zeitweise beeinträchtigt werden können. Aufgrund geänderter Zugangsbedingungen, vorübergehender Lärmbelastung, Sedimentausbreitung und Sichtstörungen kann es für einige maritime Freizeitaktivitäten weniger attraktiv sein,

das Projektgebiet und die Jammerland-Bucht insgesamt für Erholungszwecke zu nutzen. Andere könnten die Bauarbeiten als Attraktion empfinden.

Insgesamt wird davon ausgegangen, dass der Betrieb des Offshore-Windparks nur geringe negative, in bestimmten Fällen sogar positive Auswirkungen auf die Erholungsbedingungen auf See hat. Allerdings werden die visuellen Auswirkungen auf die Erholungsbedingungen als mittel eingeschätzt, da die Errichtung des Windparks möglicherweise negative Auswirkungen auf einige Bürger der Region haben könnte.

Tabelle 1-12. Zusammenfassung der Auswirkungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Freizeitbedingungen auf See.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Lärm und Vibrationen, Zugangsbedingungen, Sedimentausbreitung	Freizeitsegeln, Freizeitfischen Sporttauchen/Hochseejagd	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Visuelle Störungen	Freizeitsegeln, Freizeitfischen Sporttauchen/Hochseejagd	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Mittel	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.13 Schifffahrt

Im Projektgebiet gibt es einen geringen bis mäßigen Schiffsverkehr. Der westliche Teil des Projektgebiets liegt in der Nähe des großen regionalen und internationalen Schifffahrtskorridors (Route T) mit einer hohen Dichte an starkem Handelsverkehr. Im westlichen Teil ist die Verkehrsintensität stellenweise mäßig. Der östliche Teil des Projektgebiets liegt in einer ruhigeren Gegend mit weniger Schiffen. Generell nimmt die Verkehrsintensität von West nach Ost gleichmäßig ab. Im inneren Teil der Jammerland-Bucht, wo sich der Landungskorridor befindet, ist die Verkehrsintensität sehr gering.

Im Zusammenhang mit der Schifffahrtsanalyse wurden eine Reihe wahrscheinlicher Schiffsrouten im Projektgebiet und in der unmittelbaren Umgebung ermittelt. Zwei Routen durchqueren das Projektgebiet zentral und sollen in erster Linie dem Freizeitverkehr zwischen dem Hafen Reersø und dem Hafen Kalundborg dienen. Der westliche Teil des Projektgebiets wird von einer Route durchquert, auf der hauptsächlich etwas stärkerer Handelsverkehr herrscht und die östlich von Elefantgrund verläuft, um eine kürzere Zufahrt von Süden zum Hafen von Kalundborg zu ermöglichen. Die sehr großen Schiffe folgen der Route T mit Routenabschnitten vom und zum Hafen von Kalundborg.

Zwei Routen führen östlich um das Projektgebiet herum und kreuzen den Landungskorridor, wo der Verkehr ausschließlich Freizeitverkehr ist.

Umwelteinflüsse

Basierend auf der Schifffahrtsicherheitsanalyse kann der Schluss gezogen werden, dass keine Bedingungen festgestellt wurden, die aus Sicht der Schiffsverkehrssicherheit inakzeptabel sind. Für alle drei Errichtungsmuster werden die Auswirkungen auf die Schiffsverkehrssicherheit als gering eingeschätzt, die Auswirkungen werden jedoch geringer ausfallen, wenn weniger Windenergieanlagen vorhanden sind, d. h. zumindest bei der bevorzugten Alternative. Die Errichtung des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht birgt unabhängig vom Errichtungsmuster und der Schiff-Schiff-Kollision in dem Gebiet ein unverändertes

Risiko einer Grundberührung. Die Gesamtauswirkungen auf die Schifffahrtsbedingungen im Projektgebiet infolge von Kollisionen und Grundberührungen werden als gering eingeschätzt, was für Bau, Betrieb und Stilllegung sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen gilt, siehe Tabelle 1-13.

Tabelle 1-13. Zusammenfassung der Auswirkungen auf die Schifffahrtsbedingungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase des Projekts.

Auswirkung	Rezeptor	Projektphase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Gefahr einer Kollision zwischen Schiff und Windenergieanlage	Schifffahrtsbedingungen	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Erhöhtes Risiko einer Schiff-Schiff-Kollision	Schifffahrtsbedingungen	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Erhöhtes Risiko einer Grundberührung	Schifffahrtsbedingungen	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.14 Radar- und Funkketten

Windenergieanlagen können aufgrund von Schatteneffekten und Reflexionen, die durch die Strukturen, Bewegungen und Errichtungsmuster der Windenergieanlagen entstehen, Radargeräte, Flugsicherungseinrichtungen und Funkketten beeinträchtigen. Diese Störungen können zu einer unzureichenden Registrierung und Erkennung führen. Bei Funkketten muss ein Mindestabstand von 200 m von einer Windenergieanlage oder anderen Hindernissen zur Sichtlinie eines Funkkettengliedes eingehalten werden.

Umwelteinflüsse

Es wird eingeschätzt, dass der Offshore-Windpark nahegelegene Radargeräte beeinträchtigen kann, darunter auch die VTS-Radargeräte der dänischen Streitkräfte im Großen Belt. Es wurde jedoch davon ausgegangen, dass die Störungen, die auf einem Radar entstehen, durch die Abdeckung durch die übrigen VTS-Radare aufgewogen werden. Im Zusammenhang mit der Entwurfsphase des Projekts wird in Absprache mit und im Auftrag der dänischen Streitkräfte eine technische Analyse der genauen Beeinträchtigung von Radargeräten durchgeführt.

Die Streitkräfte haben darauf hingewiesen, dass keine Anforderungen für Analysen an evtl. Funkketten im Gebiet bestehen und das Vorhandensein der Windenergieanlagen keinen wesentlichen Einfluss auf die Funkkommunikation im Gebiet haben werden. Konflikte zwischen dem Offshore-Windpark und Funkketten bzw. der Funkkommunikation sind daher nicht zu erwarten. Der Offshore-Windpark liegt außerhalb der zu respektierenden Entfernungen für Flugsicherungseinrichtungen und weit entfernt von den Wetterradargeräten des DMI.

Der Küsten-Offshore-Windpark liegt in der Nähe der VTS-Anlagen auf Romsø und des VTS-Radars in Enebjerg, von wo aus eine intensive Überwachung des Schiffsverkehrs durch den Großen Belt erfolgt. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Reflexionen an den Windenergieanlagen zu einer gewissen Verschlechterung der Signalstärke des Radarsystems und damit zu einer Verschlechterung der Überwachungseffizienz des Systems

beitragen. Es kann nicht im Voraus ausgeschlossen werden, dass das Projekt Auswirkungen auf das Verteidigungsradar in Rønæs, das für die Seeüberwachung zuständig ist, sowie auf das Luftwarnradar auf Sjællands Odde haben wird.

Möglicherweise sind Maßnahmen wie die Aktualisierung der Software bestehender Radargeräte oder die Einrichtung zusätzlicher Radargeräte erforderlich. Bevor die Offshore-Windenergieanlagen in Betrieb genommen werden, werden alle Maßnahmen von den dänischen Streitkräften sowohl technisch als auch operativ getestet.

Eine Zusammenfassung der Gesamtauswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für Radar- und Funkketten ist in Tabelle 1-14 dargestellt.

Tabelle 1-14 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für Radar- und Funkketten.

Auswirkung	Thema	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Physikalische Strukturen	Funkketten	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	VHS-Funkkommunikation und AIS	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Radargeräte für die Zivilluftfahrt	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	VTS-Radargeräte der dänischen Streitkräfte	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Wetterradare	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Physikalische Strukturen	Luftwarnradar der Streitkräfte	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.15 Luftverkehr

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht befindet sich nicht innerhalb oder in der Nähe des Übungsgeländes der dänischen Luftwaffe. Die nächstgelegenen Einsatzgebiete der Luftwaffe liegen nördlich von Sjællands Odde, etwa 53 km vom Projektgebiet entfernt. Der nächstgelegene Militärflugplatz, Skalstrup, grenzt an den Flughafen Roskilde und ist nicht mit unabhängigen Start- und Landeeinrichtungen ausgestattet. Der Flugplatz ist die Basis für einen der Rettungshubschrauber (SAR) der Luftwaffe.

Der nächstgelegene kleinere Flugplatz ist Gørlev Flyveplads, etwa 12 km vom Projektgebiet entfernt, während die Flughäfen Kalundborg und Revninge in einem Umkreis von etwa 20 km vom Projektgebiet entfernt liegen. Der nächstgelegene Hubschrauberlandeplatz befindet sich in Fyns Hoved und in Odense, mindestens 20 km vom Projektgebiet entfernt.

Umwelteinflüsse

Beeinträchtigungen des Luftverkehrs sind nicht zu erwarten, da die Kennzeichnung und Standortbestimmung von Offshore-Windenergieanlagen und Offshore-Windparks durch die allgemeine Flugverkehrsordnung geregelt ist und bei der Errichtung des Offshore-Windparks beachtet wird.

Im Allgemeinen ist eine Anordnung der Windenergieanlagenpositionen mit einem großen Abstand zwischen den Windenergieanlagen vorzuziehen, sowohl aus Gründen der Manövrierfähigkeit und der Einsatzmöglichkeiten im Zusammenhang mit Rettungseinsätzen im Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht als auch aus Gründen möglicher Tiefflüge in der Gegend. Eine Zusammenfassung der gesamten Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf den Flugverkehr ist in Tabelle 1-15 dargestellt.

Tabelle 1-15 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf den Luftverkehr.

Auswirkung	Thema	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt	Gesamtauswirkungen	Projekt
Physikalische Strukturen	Behinderung des Flugverkehrs	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt und Alternative 1	Niedrig	Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig		Niedrig	
Physikalische Strukturen	Rettungseinsätze	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt und Alternative 1	Mittel	Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		Mittel	
		Stilllegung	Niedrig		Mittel	
Physikalische Strukturen	Militäreinsätze	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt und Alternative 1	Niedrig	Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig		Niedrig	
Physikalische Strukturen	Flugnavigation	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt und Alternative 1	Niedrig	Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig		Niedrig	

1.4.1.16 Kommerzieller Fischfang

Die kommerzielle Fischerei in der Jammerland-Bucht wird beschrieben, u. a. unter Verwendung von Daten aus der offiziellen Fischereistatistik der dänischen Fischereibehörde für den Zeitraum 2010–2020. Das Projektgebiet Jammerland-Bucht liegt im fischereistatistischen Teilgebiet Großer Belt und Westliche Ostsee, das wiederum in Rechtecke mit einer Größe von etwa 30x30 Seemeilen unterteilt ist.

Der Wert und die Intensität der Fischerei im Projektgebiet und im Landungskorridor sind für Schiffe über 12 m sehr begrenzt. Die Analyse der VMS-Daten zeigt, dass nur etwa 0,05 Prozent der Fischereintensität und 0,004 Prozent des Fangwertes der beiden relevanten Rechtecke im Projektgebiet liegen. Der Anlandewert der Fänge aus dem Projektgebiet beträgt etwa 15,9 DKK/kg über dem durchschnittlichen Kilopreis in der Region, was darauf zurückzuführen ist, dass die Netzfischerei die vorherrschende Form des Fischfangs mit qualitativ hochwertigen Anlandungen ist.

Kleinere Fischereifahrzeuge fischen meist in der Nähe ihres Heimathafens, u. a. aufgrund begrenzter Maschinenleistung sowie langer Transportzeiten zu und von den Fanggründen. Es besteht daher Grund zu der Annahme, dass kleinere Schiffe das Projektgebiet in gewissem Umfang zum Fischfang nutzten. Die Häfen in

Kalundborg, Kerteminde, Reersø und Korsør sind potenziell relevante Fischereihäfen für die Anlandungen aus dem Projektgebiet. Im Zeitraum 2010–2020 hatten fast 50 kommerzielle Fischereifahrzeuge ihren Heimathafen in den örtlichen Häfen.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase (und der Stilllegungsphase) wird es im Projektgebiet und im Landungskorridor örtliche Beschränkungen für den Fischfang geben. Die Beschränkungen sind von mittlerer Dauer (etwa 2 Jahre) und dürften nur geringe Auswirkungen auf die Fischerei lokaler Grundsleppnetzfisher und Netzfischer sowie auf die Fischerei mit pelagischen Schleppnetzen und Waden haben. Es wird weiterhin möglich sein, in den umliegenden Gebieten zu fischen.

Während der Betriebsphase wird erwartet, dass im gesamten Projektgebiet mit Netzen und anderen passiven Fanggeräten gefischt werden kann. Andererseits ist die Fischerei mit Grundsleppnetzen im Offshore-Windpark und in der Regel auch nicht über den Kabelkorridor hinweg voraussichtlich nicht erlaubt. Diese Schließung der Fischerei wird sehr lange dauern (etwa 30 Jahre). Die Auswirkungen in der Betriebsphase werden für alle Fischereiarten als gering eingeschätzt. Die Auswirkungen eines Fischereiverbots über den Kabelkorridor werden für alle Fischereiarten als gering eingeschätzt, da hier nur eingeschränkt Netzfischerei betrieben wird.

Eine Zusammenfassung der Gesamtauswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für die kommerzielle Fischerei finden Sie in Tabelle 1-16.

Tabelle 1-16 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für die kommerzielle Fischerei.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Reduzierung der Fischbestände	Alle Fischereiarten	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Sicherheitszonen im Windparkbereich – Fischerei ist nicht gestattet	Alle Fischereiarten	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Sicherheitszonen rund um Kabelanlandung	Alle Fischereiarten	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Hinterlassene Objekte	Alle Fischereiarten	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.17 Unterwasserlärm

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht wird den Unterwasserlärm in der unmittelbaren Umgebung in allen Phasen des Projekts (Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase) erhöhen.

Während der Bauphase entsteht der stärkste Unterwasserlärm, wenn die Fundamente der Windenergieanlagen eingerammt werden. Darüber hinaus entsteht Lärm durch Schiffe, zu denen vor allem

kleinere und schnellere Schiffe wie z. B. Serviceschiffe und Installationsschiffe gehören. Während der Betriebsphase kommt es vor allem zu Fahrgeräuschen im Zusammenhang mit Service und Wartung sowie zu Betriebsgeräuschen der Windenergieanlagen.

Es wird eingeschätzt, dass Lärm und Störungen in der Stilllegungsphase mit Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und andere Aktivitäten in der Bauphase vergleichbar sind. Insgesamt wird der Lärm jedoch weitaus geringer ausfallen, da die Monopiles während der Stilllegungsphase nicht eingerammt werden.

Der Abschnitt Unterwasserlärm erläutert die Berechnung des Unterwasserlärms, enthält jedoch keine Bewertungen der Umweltauswirkungen.

1.4.1.18 Luftqualität und Klimabedingungen

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht kann die Luftqualität durch den Ausstoß von Luftschadstoffen und Partikeln sowie die Klimabedingungen aufgrund des CO₂-Fußabdrucks beeinträchtigen.

Das Projekt liegt in einem Küstengebiet mit guter Luftdurchmischung. Alle gemessenen Konzentrationen an Stickstoffdioxid, Partikeln und Schwefeldioxid liegen unter den nationalen Grenzwerten, und die Luftqualität im Gebiet um den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht auf See und an Land wird auf dieser Grundlage als zufriedenstellend angesehen.

Umwelteinflüsse

Insgesamt werden die Auswirkungen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht auf die Luftqualität in der unmittelbaren Umgebung als gering oder nicht vorhanden eingeschätzt; sei es auf See oder an Land, was für alle Phasen des Projekts gilt.

Es wird auch davon ausgegangen, dass die CO₂-Emissionen aus der Produktions- und Bauphase gering und voraussichtlich nach etwa drei Betriebsjahren des Windparks ausgeglichen sein werden. Danach wird das Projekt in der Betriebsphase einen positiven Beitrag zum Klima leisten.

Eine Zusammenfassung der Gesamtauswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Luftqualität und die Klimabedingungen finden Sie in Tabelle 1-17.

Tabelle 1-17 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf Luftqualität und Klimabedingungen.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Ausleitung von Luftschadstoffen auf See und an Land	Luftqualität	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
CO ₂ -Ausstoß	Klima	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Positiv	
		Stilllegung	Niedrig	

1.4.1.19 Andere Umgebungsbedingungen

Minen und Munition

Während des Ersten und Zweiten Weltkriegs gelangten etwa 42.000 Meeresbodenminen in dänische Binnengewässer. Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht liegt im britischen Minenfeld „Pumpkin“, wo während des Zweiten Weltkriegs britische Bodenminen aus Flugzeugen abgeworfen wurden. Das Risiko, in der Jammerland-Bucht abgestürzte Flugzeuge, nicht explodierte Munition und Minen dieser Flugzeuge zu finden, wird als gering eingeschätzt.

Sollten im Zusammenhang mit den Bauarbeiten nicht explodierte Munition und Minen identifiziert werden, die gesprengt werden müssen, erfolgt dies in Zusammenarbeit mit dem dänischen Verteidigungsminendienst. In diesem Zusammenhang werden die Streitkräfte vor der Sprengung von Seeminen eine unabhängige Bewertung der Auswirkungen auf die umliegende Umwelt durchführen. Vor der Errichtung von Fundamenten und Kabeln für Offshore-Windenergieanlagen wird in Zusammenarbeit mit den Streitkräften eine sogenannte UXO-Untersuchung (nicht explodierte Kampfmittel) durchgeführt, um das Risiko von Funden im Zusammenhang mit den Bauarbeiten zu minimieren.

Rohstoffgewinnung

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht liegt in der Nähe einer Reihe bestehender Rohstoffgebiete. Im Nordwesten grenzt das Projektgebiet an die Gemeinschaftsfläche 544-QB Lysegrunde. Darüber hinaus überschneidet sich das Projektgebiet mit dem Übergangsbereich 544-R Lysegrunde, das teilweise den östlichen Teil des Gemeinschaftsgebiets 544-QB und den zentralen Teil des Projektgebiets umfasst.

Trotz einer etwas größeren Abbauaktivität in den Jahren 2017 und 2018 im Gemeinschaftsgebiet 544-QB im Vergleich zu den anderen Jahren ist die Abbauaktivität relativ begrenzt. Darüber hinaus ist die Abbautätigkeit im Gemeinschaftsgebiet 544-Q mäßig. Insgesamt wird die Bedeutung dieser beiden Gemeinschaftsbereiche als gering eingeschätzt, da die Aktivität sehr gering ist. Im Zusammenhang mit zukünftigen Bau- und Konstruktionsprojekten in der Region des Großen Belts kann Lysegrunde als alternative lokale Rohstoffquelle fungieren, wodurch die Bedeutung der Gemeinschaftsflächen zunehmen kann.

Die Errichtung des Offshore-Windparks kann sich auf das Fahrverhalten rund um das Fördergebiet auswirken, was möglicherweise zu einer Grundberührung und/oder einer Kollision mit Förderschiffen führen kann. Unter Schifffahrtsbedingungen wird hierauf näher eingegangen.

Während der Bauphase wird voraussichtlich eine Sicherheitszone von 500 m rund um die Bautätigkeiten eingerichtet. Diese Sicherheitszone kann den Abbau im Gemeinschaftsbereich 544-QB verhindern. Es wird außerdem erwartet, dass die dänische Umweltschutzbehörde während der Bauphase eine Sicherheitszone um den Rohstoffbereich herum vorschreibt, die voraussichtlich 200 m betragen wird.

Aquakultur

Im nördlichen Großen Belt gibt es mehrere Aquakulturen (Meeresfischzucht auf Salzwasserbasis), jedoch befindet sich keine innerhalb des Projektgebiets und des Landungskorridors. Die nächstgelegene Aquakultur ist Musholm Havbrug Ost und West, die beide etwa 6 km südöstlich des Projektgebiets liegen. Aufgrund der

großen Entfernung zur nächstgelegenen Aquakultur werden diese durch den Bau, Betrieb und die Stilllegung des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht nicht beeinträchtigt.

Aufgrund der großen Entfernung zum Projektgebiet wird die Aquakultur nicht durch z. B. Sedimentausbreitung während der Bau- und Stilllegungsphase oder Veränderungen der hydrografischen und physikalischen Bedingungen am Meeresboden während der Betriebsphase beeinflusst. Die Bewertung gilt sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen.

Kabel und Rohrleitungen

Im und um das Projektgebiet verlaufen zahlreiche Kabel und Rohrleitungen, die den Großen Belt durchqueren. Das Telekommunikationskabel Asnæs-Risinge durchquert das Projektgebiet in NS-Richtung und ist in der Karte markiert. Das Telekommunikationskabel gehört Telia Carrier. Südlich des Projektgebiets liegt das Stromkabel von Energinet, das Strom zwischen Mullerup Strand und Risinge transportiert. Energinet ist außerdem Eigentümer der Gaspipelines Großer Belt Nord und Süd, die zwischen Stillinge Strand und Nordenhuse liegen. Der Mindestabstand vom Projektbereich zum Stromkabel beträgt etwa 5 km und zur Gasleitung etwa 9,5 km.

Zwischen den Windenergieanlagen wird ein internes Netzwerk aus Seekabeln aufgebaut. Die Verlegung dieser internen Windenergieanlagenkabel kann Auswirkungen auf das bestehende Telekommunikationskabel haben, was sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen gilt. Das interne Kabelnetz zwischen den Windenergieanlagen ist so organisiert, dass es möglichst wenige Durchgänge des Telekommunikationskabels gibt.

Es werden keine Auswirkungen auf Stromkabel oder Gasleitungen außerhalb des Projektgebiets erwartet, was sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen gilt.

Verklappstellen

Die nächstgelegenen Verklappstellen sind Asnæs SV (K_020_01), etwa 5 km nordwestlich des Projektgebiets und Musholm (K_027_01), etwa 7,5 km südöstlich des Projektgebiets.

Während der Bauphase kann es durch das Einrammen von Fundamenten und die Verlegung von Seekabeln zu Sedimentausbreitungen kommen. Aufgrund der Entfernung von mehr als 5 km wird davon ausgegangen, dass dies keine Auswirkungen auf die Verklappstellen hat.

Während der Betriebsphase wird die Strömungsgeschwindigkeit am Meeresboden innerhalb der Verklappstelle bei Musholm um $<0,002$ m/s reduziert. Eine geringere Strömungsgeschwindigkeit am Meeresboden an der Verklappstelle führt zu einer geringeren Sedimentausbreitung (Sedimentaustritt).

Einleitungsstellen von Kläranlagen

In der Jammerland-Bucht gibt es an mehreren Stellen entlang der Küste Einleitungsstellen von Kläranlagen, die alle verwaltungstechnisch zur Gemeinde Kalundborg gehören. Alle Einleitungsstellen in der Bucht liegen östlich des Landungskorridors. Am nächsten zum Landungskorridor liegen die Einleitungsstellen für Kalundborg C und Årbyhus Kursuscenter Renseanlæg, die 0,6 bzw. 1,2 km östlich des Korridors liegen. Als nächstes ist die Einleitungsstelle für die Kläranlage Ugerløse Camping etwa 3,2 km östlich des Landungskorridors, während die Kläranlage Urhøjgård Camping mehr als 7 km östlich des Projektgebiets und des Landungskorridors liegt.

Aufgrund der relativ großen Entfernung zum Landungskorridor von mindestens 600 m werden die Einleitungsstellen für Abwasser durch die Aktivitäten in den einzelnen Projektphasen nicht beeinträchtigt. Dies gilt sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen.

1.5 Umwelt an Land

1.5.1.1 Landschaftliche und kulturelle Interessen

Die Offshore-Windenergieanlagen in der Jammerland-Bucht werden visuelle Auswirkungen haben, die von Bedeutung für die Küstenlandschaft und deren Wahrnehmung und Erleben sein können. Sie haben somit eine Bedeutung für die Menschen, die in dem Gebiet leben oder sich dort aufhalten. Die Offshore-Windenergieanlagen werden besonders von den umliegenden Küsten Seelands, aber auch von Fünen und den umliegenden kleinen Inseln aus sichtbar sein und so das Landschaftserlebnis prägen.

Für die Beeinflussung des Landschaftsbildes und des Landschaftserlebnisses ist insbesondere die horizontale Verteilung der Offshore-Windenergieanlagen von Bedeutung, aber auch die Aufstellungsart, Anzahl und Größe. Eine Anlage mit wenigen, aber großen Offshore-Windenergieanlagen an der Küste kann ganz anders erlebt werden als eine Anlage mit vielen, aber kleineren Anlagen. Wenn viele Offshore-Windenergieanlagen an der Küste gemeinsam in einem Park aufgestellt werden, ist es von Bedeutung, ob die Windenergieanlagen in einem klar lesbaren Muster zu sehen sind, ob mehrere Windenergieanlagen unordentlich hintereinander stehen oder ob Reihen in Längs- oder Querrichtung zu sehen und zu erleben sind. Auch die Entfernung der Offshore-Windenergieanlagen zu den umliegenden Landschaften hat Einfluss auf das Erlebnis. Je näher, desto größer die visuelle Wirkung. Diese Überlegungen werden bei der Bewertung der Auswirkungen der Offshore-Windenergieanlagen berücksichtigt. Der Mindestabstand vom Land zu den Windenergieanlagen beträgt sechs Kilometer.

Umwelteinflüsse

Während der Bauphase wird die optische Wirkung durch die Errichtung von immer mehr Windenergieanlagen sukzessive zunehmen. Darüber hinaus wird es zu Einwirkungen durch Bauschiffe rund um die Windenergieanlagen kommen. Die Auswirkungen sind für etwa 1,5 Jahr vorübergehend während der Dauer der Bauarbeiten und gehen schrittweise in die Betriebsphase über. Der Offshore-Windpark wird sich während der Bau- und Betriebsphase negativ auf das Landschaftsbild und den optischen Eindruck auswirken. Für die Gebiete entlang der Jammerland-Bucht (Asnæs, Østrupevej, Græsmarken, Svallerup, Nørrevang, Bjerger og Dalbyvej), Reersø, Hindsholm und Romsø werden die Auswirkungen als groß oder sehr groß und damit erheblich eingeschätzt. Für die übrigen Teile der Küste des Großen Belts auf Seeland, der Ostküste von Fünen und Kalundborg werden die Auswirkungen als mittelmäßig und daher nicht signifikant eingeschätzt. Die Bewertungen gelten für das bevorzugte Projekt sowie die Alternativen 1 und 2.

Die Errichtung von Kabelinstallationen an Land wird voraussichtlich weniger als ein Jahr dauern. Die Bauarbeiten finden nicht im Naturschutzwald statt (ein kleiner Wald südlich von Asnæsværket ist in einem kleinen Gebiet betroffen) und betreffen ein relativ kleines Gebiet um den Kabelgraben herum. Während des Zeitraums wird es vorübergehende Auswirkungen auf die umliegende Landschaft durch Aushubarbeiten am Kabelgraben, Beschlagnehmung von Lagerflächen, Maschinen usw. geben, insgesamt werden die Auswirkungen jedoch als gering eingeschätzt.

Es gibt keine Auswirkungen auf geschützte Deiche, da die Überquerung zweier Deiche durch Unterbohrungen erfolgt. Im Vermessungskorridor liegen keine denkmalgeschützten Baudenkmäler. Vor den Bauarbeiten werden

nach Anweisung des örtlichen Museums archäologische Voruntersuchungen durchgeführt. Es wird davon ausgegangen, dass die Bauarbeiten keine physischen Auswirkungen auf das Kulturerbe haben.

Das Umspannwerk wird in einem Gewerbegebiet der Raffinerie Kalundborg etwas außerhalb der Schutzgebiete mit einer erhaltenswerten Landschaft und einem wertvollen kulturellen Umfeld errichtet. Das Umspannwerk wird etwa 150 Meter von der kulturhistorischen Allee entfernt liegen, die nach Lerchenborg führt, ist aber von dieser durch ein bewirtschaftetes Feld getrennt. Das Umspannwerk wird den Grad des technischen Charakters des Gebiets nicht wesentlich verändern, sondern eine neue technische Anlage mit kleineren Abmessungen als bereits bestehende Anlagen sein. Die visuelle Auswirkung des in Betrieb befindlichen Umspannwerks auf die Landschaft und das kulturelle Umfeld wird als gering eingeschätzt. Eine Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase in Bezug auf Landschaft und Kulturerbe ist in Tabelle 1-18 dargestellt.

Tabelle 1-18 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf Landschaft und Kulturerbe.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Gebiet (visuell)	Projekt
Anlagen an Land	Landschaft	Anlage	Niedrig		Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		
		Stilllegung	Niedrig		
Anlagen an Land	Kulturelles Erbe	Anlage	Niedrig		Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig		
		Stilllegung	Niedrig		
Physische Auswirkungen durch Anlagen an Land (visuell)	Landschaft	Anlage	Niedrig		Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	Åstofte, Vesterlyng, Kalundborg, Samsø	
		Betrieb	Mittel	Nördliche und südliche Teile von Musholm Bugt, Slagelse, Northern Hindsholm (Horseklint), Sølyststrand, Nyborg	
		Betrieb	Groß	Røsnæs, Dalbyvej, Nordlig Hindsholm (Fyns Hoved), Zentral-Hindsholm Nacht – Nahbereich Dunst – Nahbereich	
		Betrieb	Sehr groß	Asnæs, Østrupvej, Jammerland Bugt, Reersø, Romsø Sonnenuntergang – Nahbereich	
		Stilllegung	Niedrig		
Physische Auswirkungen von Anlagen an Land	Kulturelles Erbe	Anlage	Niedrig		Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine		
		Stilllegung	Niedrig		

1.5.1.2 Naturinteressen

Der Vermessungskorridor besteht größtenteils aus kultiviertem Agrarland mit einigen Hecken und Laubbaumpflanzungen rund um Gebäude und in privaten Gärten. In einem schmalen Gürtel (weniger als 50 m Breite) entlang der Küste finden sich die nach § 3 Naturschutzgesetz geschützten Naturtypen Salzwiesen und Weide, außerdem gibt es drei kleinere Seen, die unter § 3 des Naturschutzgesetzes fallen. Die Naturflächen wurden in den Jahren 2014, 2021, 2022 und 2023 inspiziert.

Zwei Salzwiesen entlang der Küste weisen zwar einen Naturwert auf, deren Zustand wird jedoch aufgrund der starken Überwucherung als schlecht eingeschätzt. Der Bereich mit Grünland ist biologisch weniger interessant als die beiden Salzwiesen.

Die Weide ist recht schmal mit einer Breite von wenigen Metern bis etwa 10 m. Die Weide ist ein vertikaler Hang von 2 m Höhe vom landwirtschaftlichen Gebiet bis zum Strand. Oberhalb des Hangs wird die Vegetation vollständig von gewöhnlichen Gräsern dominiert und unterhalb des Hangs gibt es einen dünnen Streifen von 1–2 Metern mit Graslandvegetation, jedoch ohne seltene Arten.

An den Standorten gibt es keinen Lebensraum für Arten des Anhangs IV (Feldeidechsen, Amphibien und Fledermäuse), Kröten können dort jedoch ruhen und Futter suchen.

Einer der drei Seen ist wahrscheinlich ein Lebensraum für Kammolche, mit einem offenen Grundwasserspiegel, einem gut entwickelten Schilfsumpf und einer von Pferden beweideten Umgebung, während ein anderer über eine relativ breite Zone mit Blick auf bewirtschaftete Felder verfügt und als geeignet für Amphibien gilt. Der letzte Tümpel konnte bei der Besichtigung nicht erkannt werden.

Auf den Deichen, entlang des Asnæs Skovvej und in einem Bestand nördlich des Asnæsvej wurden einige Bäume registriert, die möglicherweise für Fledermäuse geeignet sind.

Aufgrund der Überwucherung gelten die Deiche als nicht geeignet für Feldeidechsen.

Umwelteinflüsse

In der Bauphase und der Stilllegungsphase wirkt sich das Projekt an Land physisch auf die Bereiche aus, in denen das Kabel verlegt oder das Umspannwerk gebaut wird, sowie auf die Bereiche, die für Lagerflächen, Zufahrten oder Arbeitsbereiche vorgesehen sind. Darüber hinaus kann es zu Auswirkungen durch Sekundäreffekte durch vorübergehendes Abpumpen von Oberflächenwasser aus Arbeitsbereichen, Verkehrstote, Barrierewirkung oder Artenstörungen kommen.

Alle temporären Arbeitsplätze werden auf Kulturland errichtet, das keinen nennenswerten natürlichen Wert hat. Rund um alle Arbeitsplätze und rund um die Kabelgrube, sofern diese nachts geöffnet ist, wird während der Aktivitätszeit der Amphibien von März bis Oktober ein temporärer Amphibienzaun errichtet. Dadurch besteht keine Gefahr, dass Amphibien, die hauptsächlich nachts umherwandern, in die Arbeitsplätze eindringen und in die vorhandenen Löcher fallen. Es werden keine Bäume gefällt, die für Fledermäuse geeignet sind.

Der Arbeitsplatz an der Küste wird mindestens 15 m von der geschützten Wiese entfernt sein und die Übergangsmuffe an diesem Arbeitsplatz wird mindestens 80 m von der geschützten Salzwiese entfernt sein. Die Baustelle nördlich von Østrupvej wird mindestens 50 m vom geschützten See entfernt sein. Für andere Naturräume und Arbeitsplätze wird sich der Abstand deutlich vergrößern. Alle Arbeitsplätze sind von Naturräumen entfernt, sodass Folgewirkungen, auch durch vorübergehendes Abpumpen von Wasser aus Arbeitsbereichen, ausgeschlossen werden können.

Für die Verlegung des Seekabels an Land gibt es zwei Alternativen. Die bevorzugte Alternative A ist eine kontrollierte Unterbohrung und Alternative B ist ein Aushub. Durch die Methode des kontrollierten

Unterbohrern ist es nicht erforderlich, auf der Weide an der Küste zu graben. Die einzige mögliche Auswirkung besteht darin, dass es zu einem Unfall kommt, bei dem Bohrschlamm in die Weide einsickert – ein sogenannter Blowout. Die Weide wird nicht als anfällig für kurzfristige Auswirkungen eingeschätzt, da sie an die dynamischen Lebensbedingungen entlang der Küste angepasst ist, trocken ist und von geringem natürlichen Wert ist. Es wird eingeschätzt, dass sich die Vegetation innerhalb einer Saison erholt.

Bei der Aushubmethode werden drei Kabelgräben mit einer Breite von jeweils 2 Metern ausgehoben, wobei die Gesamtbreite der Beeinträchtigung der Weide bis zu 30 m beträgt. Die Weide ist etwa 3-10 Meter breit, was bedeutet, dass der temporäre Arbeitsbereich mit drei Kabelgräben und Fahrplatten bis zu 300 m² Überfahrt umfasst. Es gibt keine seltenen Arten und es wird eingeschätzt, dass sich die Weide schnell (innerhalb von 1, möglicherweise 2 Vegetationsperioden) wieder etabliert und den aktuellen Naturwert (der als niedrig eingeschätzt wird) erreicht.

Während der Betriebsphase kommt es zu keiner wasserführenden Wirkung entlang der Kabelanlage im Erdreich, da es sich um das gleiche Erdreich handelt, das zurückgelegt wird. Der Lärm durch das Umspannwerk tritt in einem Gewerbegebiet auf. Während der Betriebsphase kommt es daher zu keinen Eingriffen in die Natur.

Eine Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase in Bezug auf Naturinteressen finden Sie in Tabelle 1-19.

Tabelle 1-19 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf die Natur.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Aushubarbeiten in Naturschutzgebieten (Alternative B)	§ 3-Weide	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Einleitung von Bohrschlamm in Naturschutzgebiete (Alternative A)	§ 3-Weide	Anlage	Niedrig (versehentlich)	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Grundwasserabsenkung	§ 3-Strandwiese und See	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Störung	Vögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
	Amphibien	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Fällen von Bäumen	Fledermäuse:	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	

1.5.1.3 Oberflächenwasser

Innerhalb des Vermessungskorridors gibt es drei gemäß § 3 geschützte Seen. Einer der Seen liegt in einem Garten, die anderen beiden auf bewirtschafteten Feldern. Der nordöstliche Tümpel war nicht zu finden. Bei der Besichtigung im September 2023 war er völlig ohne Wasser und hatte eine Vegetation, die keine Anzeichen dafür aufwies, dass es normalerweise eine Wasserbedeckung gibt. Im Vermessungskorridor gibt es keine Fließgewässer, das nächste befindet sich etwa 2 km östlich des Vermessungskorridors.

Die Seen sind gemäß der aktuellen Wassereinzugsgebietsplänen 2021–2027 nicht bemaßt. Für das Fließgewässersystem östlich des Vermessungskorridor wird in den aktuellen und vorgeschlagenen Wassereinzugsgebietsplänen ein guter ökologischer Zustand und ein gutes ökologisches Potenzial sowie ein guter chemischer Zustand angestrebt.

Umwelteinflüsse

Im Vermessungskorridor gibt es keine Fließgewässer und daher besteht keine Möglichkeit, durch Fließgewässer zu graben, bzw. besteht die Gefahr, dass Bohrschlamm in Fließgewässer fließt (Blow-Out). Damit kann eine direkte physische Beeinträchtigung von Fließgewässern ausgeschlossen werden. Das nächstgelegene bemaßte Fließgewässer liegt mindestens 2 km vom Vermessungskorridor entfernt, weshalb eine Beeinflussung infolge des Austretens von Treibstoff oder Bohrschlamm, der Zufluss von Wasser durch vorübergehendes Abpumpen während der Bauphase oder andere daraus abgeleitete Umstände ausgeschlossen werden können. Für Fließgewässer gilt daher eine Beeinträchtigung während der Bauphase als ausgeschlossen.

Die Bauarbeiten werden mindestens 50 Meter von den Tümpeln entfernt stattfinden. Aufgrund der Entfernung wird davon ausgegangen, dass weder Öl- oder Treibstoffaustritt noch das Austreten von Bohrschlamm oder ein vorübergehendes Absinken des Grundwasserspiegels die Tümpel beeinträchtigen können.

Es wird davon ausgegangen, dass es während der Betriebsphase keine Auswirkungen auf das Oberflächenwasser geben wird.

Die gesamten Auswirkungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase sind angegeben in Tabelle 1-20.

Tabelle 1-20 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf Oberflächengewässer.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Aushubarbeiten	Oberflächenwasser	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Materialverschüttung	Oberflächenwasser	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Vorübergehende Grundwasserabsenkung	Oberflächenwasser	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Unterbohrung und Blow-Outs	Oberflächenwasser	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	

1.5.1.4 Boden

Die Bodenkarte von GEUS zeigt Vorkommen von Lehmböden im gesamten Vermessungskorridor an Land.

Bodenverschmutzung

Im nördlichen Teil des Vermessungskorridors befindet sich ein Bereich, der „lokalisiert“ ist. Das lokalisierte Gebiet umfasst Asnæsværket, einschließlich des Umspannwerks von Energinet (wo das 132-kV-Kabel eingeführt wird) und einen Baumbestand südlich des Umspannwerks von Energinet. Das Kabelsystem wird durch den Baumbestand hindurch verlegt, teils durch kontrollierte Unterbohrung, teils durch Aushub. Ein temporärer Arbeitsplatz wird in dem Bereich platziert, in dem die Unterbohrung beginnt (oder endet). Der Verschmutzungsstatus des Gebiets wird auf Danmarks Miljøportal als V2-Karte angezeigt.

Das neue Umspannwerk wird auf dem Gelände der Raffinerie Kalundborg errichtet, das aufgrund von Funden von Öl/Benzin im Boden V2-kartiert ist. Auf dem Grundstück ist das Gewerbe als „Herstellung raffinierter Ölprodukte“ eingetragen. Beide oben genannten Gebiete sowie weitere Randgebiete sind als Gebiet klassifiziert, da sie in der städtischen Zone liegen.

Umwelteinflüsse

Das neue Umspannwerk wird in einem Gebiet mit bekannter Bodenverschmutzung errichtet, ebenso wie das Kabel südlich von Asnæsværket in einem Gebiet vergraben wird, das für eine V2-Kartierung lokalisiert wurde. Für die Durchführung der geplanten Arbeiten wird eine Genehmigung gemäß § 8 des dänischen Bodenverschmutzungsgesetzes beantragt. Sofern Erdreich aus den Flächen bewegt werden soll, wird dies der Gemeinde gemeldet. Die Arbeiten werden gemäß den Regeln durchgeführt, die in den Leitlinien der dänischen Arbeitsaufsichtsbehörde gelten, (Arbejdstilsynet, 2023) damit sichergestellt ist, dass die Risiken beim Arbeiten in kontaminiertem Boden erkannt, bewertet, abgewehrt und gekennzeichnet werden.

Die Kabelverlegung verdrängt dort, wo das Kabel selbst von PVC-Rohren umgeben ist, eine kleine Menge Erde. Um das Kabel herum wird kein Sand oder anderes Material verteilt, sondern der Erdaushub wird zurückverlegt. Evtl. überschüssiger Boden wird über dem Arbeitsbereich eingeebnet.

Die Gesamtauswirkungen von Bau, Betrieb und Stilllegung des Kabelsystems und des zugehörigen Umspannwerks sind in Tabelle 1-21 ersichtlich.

Tabelle 1-21 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für Boden.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Austreten von Öl, Benzin usw.	Boden	Anlage	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	
		Stilllegung	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	
Aushubarbeiten in vorhandenen Bodenverschmutzungen	Boden	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Flächennutzung	Boden	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Anwendung von Bohrschlamm	Boden	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	

1.5.1.5 Grundwasser

Die Grundwasservorkommen im Vermessungskorridor an Land sind Teil des Wasserbezirks Seeland, Hauptwassereinzugsgebiet 2.1 Kalundborg. Gemäß der Grundlagenanalyse zum Wassereinzugsgebietsplan 2021-2027 gibt es innerhalb des Vermessungskorridors ein regionales Grundwasservorkommen und ein lokales Grundwasservorkommen, die beide als tieferliegend beschrieben werden.

Beide tiefen Grundwasservorkommen zeichnen sich durch einen guten mengenmäßigen und guten chemischen Zustand aus.

Der Vermessungskorridor an Land liegt in einem Gebiet, das als Gebiet von Trinkwasserinteresse (OD-Gebiet) ausgewiesen ist, jedoch nicht in einem Gebiet von besonderem Trinkwasserinteresse (OSD-Gebiet). Innerhalb des Vermessungskorridors gibt es keine als Schutzgebiete in der Nähe von Bohrungen ausgewiesenen Gebiete.

Umwelteinflüsse

Im Zusammenhang mit den Bauarbeiten kann es erforderlich sein, vorübergehend Wasser aus den Arbeitsbereichen abzupumpen. Das Abpumpen kann eine lokale und vorübergehende Absenkung des Grundwasserspiegels in Bodennähe in einem Radius von bis zu 77 Metern und für die Dauer von bis zu einem Monat bedeuten. Es wird davon ausgegangen, dass die vorübergehende Grundwasserabsenkung während der Bauphase von so kurzer Dauer und Ausmaß ist, dass es sich um eine geringe Umweltbelastung handelt.

Beim kontrollierten Unterbohren wird Bohrflüssigkeit als Schmierung der Unterbohrung verwendet (Bohrschlamm genannt, wenn sie mit dem zu bohrenden Boden vermischt wird). Im Zusammenhang mit der Unterbohrung kommt die Bohrflüssigkeit mit dem umgebenden Boden und möglicherweise dem Grundwasser in Kontakt. Wie in Abschnitt 9.5 zum Boden beschrieben, verlangt der Auftraggeber vom Auftragnehmer, dass die beim Unterbohren dem Bohrschlamm zugesetzten Zusatzstoffe für den Boden, das Grundwasser und das Oberflächenwasser unbedenklich und behördlich anerkannt sind. Die Auswirkungen werden daher als gering eingeschätzt.

In der Betriebsphase liegt das Kabel im Boden und das Umspannwerk ist in Betrieb. Die elektrischen Komponenten im Umspannwerk enthalten Öl für u. a. Kühlung, sie befinden sich aber in einem geschlossenen System, das mit Auffangwannen ausreichenden Volumens ausgestattet ist, um zu verhindern, dass verschüttete Flüssigkeiten auf den Boden und ins Grundwasser gelangen.

Die Landkabel enthalten keine flüssigen Isolationsmaterialien, die im Schadensfall in die Umgebung gelangen können und sind von korrosionsschützenden Materialien umgeben. Die Abdeckung sorgt dafür, dass es zu keiner Korrosion der Kabel zum umgebenden Erdreich und weiter zum Grundwasser kommt.

Die Auswirkungen auf das Grundwasser während Bau, Betrieb und Stilllegung sind in Tabelle 1-22 zusammengefasst.

Tabelle 1-22 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf das Grundwasser.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Austreten von Öl, Benzin usw.	Grundwasser	Anlage	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	
		Stilllegung	Niedrig (im Falle eines Unfalls)	
Abpumpen von Wasser aus dem Baubereich	Grundwasser	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Anwendung von Bohrschlamm	Grundwasser	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	

1.5.1.6 Luftschall

Die lauteste Aktivität während der Bauphase wird das Einrammen von Monopiles auf See sein. Die Entfernung von der nächsten Offshore-Windenergieanlage in der Jammerland-Bucht bis zur Küste Seelands beträgt mindestens 6 km. Während der Betriebsphase kommt es zu Lärm von den Windenergieanlagen auf See und vom Umspannwerk an Land. Der Lärm umfasst sowohl hörbaren Lärm als auch niederfrequenten Lärm.

Neben dem Lärmbeitrag des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht umfasst die Lärmuntersuchung auch den Lärm bestehender Windenergieanlagen an Land in einer Entfernung von bis zu 15 km vom Projektgebiet. In der Nähe des Projektgebiets (im Umkreis von 15 km) gibt es keine bestehenden oder geplanten Offshore-Windenergieanlagen, es gibt jedoch 21 bestehende Onshore-Windenergieanlagen. Die Lärmberechnungen wurden nach der in Dänemark geltenden Methode durchgeführt (vgl. Windenergieanlagenverordnung), bei der die Ausbreitung des Lärms von einer Windenergieanlage immer in alle Richtungen in Windrichtung erfolgt und die Ausbreitung des Lärms über Wasser am größten ist. Gleichzeitig werden die verwendeten Quellenstärken für den Windenergieanlagenlärm konservativ angesetzt, d. h. leicht überschätzt. Diese Voraussetzungen führen dazu, dass die Ergebnisse der Lärmberechnung ein Worst-Case-Szenario der Lärmausbreitung ergeben, bei dem der tatsächliche Lärm beim Empfänger immer geringer ist.

Die Lärmuntersuchung umfasst eine Reihe von Gebieten entlang der Küste, die für lärmsensible Landnutzung genutzt werden oder ausgewiesen wurden. Darüber hinaus wurde eine Untersuchung des Lärmpegels in Wohngebieten in Freiland- und Ferienhausgebieten in der Nähe bestehender Windenergieanlagen an Land durchgeführt. Dies liegt daran, dass der Lärm der Windenergieanlagen an diesen Häusern bereits nahe am Grenzwert für den Gesamtlärm aller Windenergieanlagen liegen kann. Es muss daher sichergestellt werden, dass der zusätzliche Lärmbeitrag der neuen Offshore-Windenergieanlagen zuzüglich des Lärmbeitrags der bestehenden Onshore-Windenergieanlagen die Grenzwerte in diesen Punkten nicht überschreitet.

Was die Bauarbeiten auf See anbelangt, wird der Lärm, der beim Einrammen von Monopiles auf See entsteht, als Industrielärm kategorisiert und gemäß den Leitlinien der dänischen Umweltschutzbehörde zur Berechnung von Außenlärm von Unternehmen berechnet. Es wurde eine Berechnung durchgeführt, bei der das Einrammen am Rande des Projektgebietes erfolgt, wo die kürzeste Entfernung zum jeweiligen Empfänger an Land besteht.

Mit dieser Methode ergibt die Berechnung somit den höchsten vorstellbaren Lärmpegel an Land beim Einrammen auf See, da der Lärm über die Entfernung immer mehr abnimmt.

Die Bauarbeiten an Land, einschließlich der Errichtung des Umspannwerks im bestehenden lokal geplanten Gewerbegebiet der Raffinerie Kalundborg, werden als vorübergehende Bauarbeiten geregelt, vgl. die eigenen Vorschriften der Gemeinde Kalundborg für die Durchführung vorübergehender Bauarbeiten und Bautätigkeiten, zu denen auch allgemeine Bauarbeiten Regeln für Lärm gehören, einschließlich der Regelung zulässiger Zeiten für die Durchführung lauter Bautätigkeiten.

Lärm von in Betrieb befindlichen Umspannwerken wird als Industrielärm reguliert, vgl. die Leitlinien der dänischen Umweltschutzbehörde zu Außenlärm von Unternehmen (Lärmschutzrichtlinie).

Umwelteinflüsse

Die durchgeführten Lärmberechnungen zeigen, dass der Lärm des in Betrieb befindlichen Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht unter den Grenzwerten für Windenergieanlagenlärm liegen wird, bevor der Lärm die Küste erreicht.

Der Lärm des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht wird jedoch zusammen mit dem Lärm bestehender Windenergieanlagen an Land auftreten (kumulative Auswirkungen). Die Berechnungen zeigen, dass es in den Ferienhausgebieten auf Reersø und Romsø zu keinen kumulativen Auswirkungen kommen wird. Im Ferienhausgebiet bei Bjerge Sydstrand, im Erholungsgebiet bei Strandlyst und bei Pionergården wird es einen kumulativen Effekt von 2-3 dB(A) geben. Im Ferienhausgebiet am Bjerge Nordstrand und im Wohngebiet am Østrupvej wird es zu einem kumulativen Effekt von 7-10 dB(A) kommen. Das oben Gesagte gilt für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2 und umfasst sowohl den niederfrequenten als auch den hörbaren Lärm.

Das Einrammen von Monopiles während der Bauphase verursacht an der nächstgelegenen Küste (Reersø) einen Lärmpegel von bis zu 46 dB(A). An den anderen Berechnungspunkten an der Küste liegt der Lärmpegel bei 34-39 dB(A). Man geht davon aus, dass das Einrammen von Monopiles keine nennenswerten Lärmauswirkungen haben wird. Dies gilt sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die Alternativen 1 und 2.

Es wird erwartet, dass der mit der Stilllegung verbundene Lärm auf dem Niveau des Lärms normaler temporärer Bauarbeiten liegt. Aufgrund der großen Entfernung zur Küste wird davon ausgegangen, dass dieser Lärm keine nennenswerten Auswirkungen auf die Empfänger an Land hat.

Der durch Bauarbeiten an Land verursachte Lärm wird durch die Vorschriften der Gemeinde Kalundborg für vorübergehende Bauarbeiten geregelt und wird als vergleichbar mit anderen Bauarbeiten im Allgemeinen eingestuft. Gleichzeitig besteht eine große Entfernung zu lärmsensiblen Nachbarn, und insgesamt wird davon ausgegangen, dass der Baulärm keine wesentliche Umweltbelastung verursacht. Während der Betriebsphase wird eingeschätzt, dass der Lärm an der Umspannwerksgrenze/Abgrenzung zu jeder Tageszeit deutlich unter dem geltenden Lärmgrenzwert für das Gebiet liegt.

Zusammenfassend haben die Lärmstudien gezeigt, dass der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht sowohl mit dem bevorzugten Projekt als auch mit den Alternativen 1 und 2 die Grenzwerte für den Gesamtlärm von Windenergieanlagen in Wohngebieten auf dem Land, Ferienhausgebieten und anderen Gebieten einhält, die für eine lärmsensible Nutzung ausgelegt sind. Dies gilt sowohl für die allgemeine Lärmbelastung als auch für die niederfrequente Lärmbelastung. Siehe Tabelle 1-23.

Tabelle 1-23 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf Luftschall (allgemein und niederfrequent).

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Lärm vom Windpark – hörbar und niederfrequent	Wohn- und Erholungsgebiete	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	
Lärm durch Bauarbeiten/Rückbauarbeiten – hörbar und niederfrequent	Wohn- und Erholungsgebiete	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Niedrig	
Lärm vom Umspannwerk – hörbar und niederfrequent	Wohn- und Erholungsgebiete	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

1.5.1.7 Materielle Güter, Bevölkerung und Gesundheit

Der Vermessungskorridor an Land umfasst dünn besiedelte Gebiete, die hauptsächlich für die landwirtschaftliche Produktion und Energieerzeugung (Solaranlagen) genutzt werden. Lerchenborg Gods liegt außerhalb des Vermessungskorridors, besitzt aber einen Teil des Landes im Vermessungskorridor. Das Anwesen vermietet Häuser, veranstaltet touristische Events sowie Betriebsausflüge und Jagden.

Das Projektgebiet an Land befindet sich in der Gemeinde Kalundborg, die auch die Gemeinde ist, die dem Projektgebiet auf See am nächsten liegt. Die Stadt Kalundborg liegt etwa 8 km nordöstlich des Projektgebiets auf See. Kalundborg ist eine alte Marktstadt mit 16.268 Einwohnern im Kalundborg-Fjord, wo die Halbinseln Røsnæs und Asnæs zusammentreffen.

Die Gemeinde Kalundborg ist eine geografisch große Gemeinde mit vielen Naturerlebnissen, darunter Dänemarks viertgrößter See Tissø, Saltbæk Vig und der Naturpark Åmosen. Die Gemeinde verfügt über eine 160 km lange Küste, die zu vielen Aktivitäten einlädt, darunter Schifffahrt, Angeln, Spaziergänge entlang der Küste und Zugang zu Badestränden.

Die Gegend um die Jammerland-Bucht ist stark vom Tourismus geprägt, und es gibt mehrere Ferienhausgebiete, Campingplätze, Küstenstellplätze für Wohnmobile, Ferienlager, Pfadfinderhütten, Freizeit- und Kurszentren sowie offizielle Badestrände u. a. in der Umgebung. Es gibt auch mehrere Erholungsgebiete, darunter im Gemeindeplan ausgewiesene Erholungs- und Touristeneinrichtungen, Kleingärten und Sportanlagen wie Fußballplätze, Tennisplätze, Schießstände, Schwimmbäder, Reitanlagen, Golfanlagen und andere Sportanlagen.

In anderen Abschnitten der vorliegenden Umweltverträglichkeitsprüfung wurden eine Reihe von Sachverhalten im Zusammenhang mit materiellen Gütern beurteilt. Unter materiellen Gütern versteht man in diesem Abschnitt einen umfassenderen Begriff, der kulturelle Interessen umfasst, darunter architektonische und archäologische Interessen, Schifffahrtsbedingungen, Fischerei, Radar- und Funkketten sowie Flugverkehr. Auf die genannten Bedingungen wird in diesem Abschnitt nicht näher eingegangen, jedoch werden die Bewertungen in den entsprechenden Abschnitten des Umweltverträglichkeitsberichts in entsprechendem Umfang in Bezug auf die Auswirkungen auf die Bevölkerung und die Gesundheit einbezogen – hier mit

Schwerpunkt auf den Zugang zu Freizeitaktivitäten Interessen und Natur als wichtiges Element für die menschliche Gesundheit, die aber auch ein materielles Gut darstellt.

Umwelteinflüsse

Die Auswirkungen von „Materielle Güter, Bevölkerung und Gesundheit“ beschränken sich zunächst insbesondere auf den Luftschall, das veränderte visuelle Erlebnis der Landschaft, die Erholungsbedingungen an Land und den Tourismus. Lärm durch Bauarbeiten kann Auswirkungen auf die Bevölkerung in der Umgebung der lauten Bauarbeiten haben. Da es sich hierbei um eine vorübergehende Auswirkung von 1-2 Jahren in einem nicht dicht besiedelten Gebiet handelt, werden die potenziellen Auswirkungen auf Bevölkerung und Gesundheit als gering eingeschätzt.

Während der Bauphase werden Arbeitsbereiche abgesperrt, damit die Arbeiten sicher durchgeführt werden können. Arbeitsbereiche befinden sich überwiegend auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, der Arbeitsbereich für das Umspannwerk liegt jedoch in einem Gewerbegebiet. Wenn die Kabelanlage während des Aushubs die Küste kreuzt (Alternative B), entsteht ein temporärer Arbeitsplatz am Strand, was für kurze Zeit zu einer eingeschränkten Zugänglichkeit entlang des Strandes führt.

Die Beeinträchtigung der Nutzung der Flächen für Erholungszwecke und die daraus resultierende Wirkung auf die Gesundheit werden als gering eingeschätzt. Während die Bauarbeiten auf See stattfinden, wird es für einige Besucher weniger attraktiv sein, ihre Ferienhäuser zu nutzen oder an der Küste spazieren zu gehen. Umgekehrt können die Bauarbeiten für andere eine Attraktion sein.

Während der Betriebsphase wird der Lärm der Windenergieanlagen unter den Grenzwerten liegen. Dass der Lärm unterhalb der Lärmgrenzwerte liegt, bedeutet nicht, ihn nicht hören zu können. Die Wahrnehmung des Lärms wird subjektiv sein, wird jedoch als auf einem Niveau liegend eingeschätzt, bei dem die Auswirkungen auf die Bevölkerung und die Gesundheit gering sind.

Das Vorhandensein der Offshore-Windenergieanlagen wird das Landschaftserlebnis an den Küstenabschnitten, die den Windenergieanlagen zugewandt sind, und an anderen Orten, an denen man einen freien Blick auf das Meer hat, beeinträchtigen. Die Auswirkungen werden in der unmittelbaren Umgebung als erheblich eingeschätzt. Die Sichtbarkeit von Windenergieanlagen kann nicht unmittelbar mit Auswirkungen auf die Gesundheit in Verbindung gebracht werden. Die Wahrnehmung der Sichtverhältnisse ist jedoch sehr subjektiv, sodass einige angesichts des Vorhandenseins von Windenergieanlagen möglicherweise Traurigkeit und Frustration verspüren. Die Veränderung gegenüber dem visuellen Ausdruck der Landschaft ist sehr groß. Welche Auswirkungen dies auf den Menschen hat, einschließlich Freizeitnutzung, Tourismus, Wohngebiete usw., ist sehr subjektiv. Einige sind der Ansicht, dass Windenergieanlagen notwendig sind und in die dänische Landschaft passen, andere meinen, dass sie das nicht tun.

Eine Zusammenfassung der Gesamtauswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf materielle Güter, Bevölkerung und Gesundheit finden Sie in Tabelle 1-24.

Tabelle 1-24 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase auf materielle Güter, Bevölkerung und Gesundheit.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Luftschall		Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt,
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1 und Alternative 2

	Gesundheit, Freizeitnutzung, Tourismus	Stilllegung	Niedrig	
Visuelle Bedingungen	Freizeitnutzung, Tourismus	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Mittel/Groß	
		Stilllegung	Niedrig	
Magnetfelder	Materielle Güter (Hausverkauf etc.), Gesundheit	Anlage	Niedrig/Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig/Keine	
Freizeitnutzung an Land (Barrierewirkung)	Freizeitnutzung und Gesundheit	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Niedrig	
Luftqualität und Emissionen	Gesundheit	Anlage	Niedrig	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig (positiv)	
		Stilllegung	Niedrig	

1.6 Natura 2000-Grundlagen und Anhang IV-Arten

1.6.1 Bewertung von Natura 2000

Weder das Projektgebiet noch der Landungskorridor auf See oder der Vermessungskorridor an Land liegen innerhalb von Natura 2000-Gebieten Abbildung 1-4.

Für das Projektgebiet und den Landungskorridor auf See ist das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet auf See das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord, etwa 6,3 km nördlich des Projektgebiets. Die Entfernung zum Natura 2000-Gebiet beträgt (über Land) etwa 3 km Luftlinie. Das Natura 2000-Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken liegt etwa 7 km südlich des Projektgebiets auf See. Darüber hinaus gibt es vier weitere Natura 2000-Gebiete im Großen Belt und entlang der Küsten bei Hindsholm im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet.

Für den Vermessungskorridor an Land ist das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet an Land das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord. Es liegt etwa 2,5 km westlich des Vermessungskorridors. Die Entfernung zum Natura 2000-Gebiet beträgt (über See) etwa 1,5 km Luftlinie.

Andere Natura 2000-Gebiete sind mindestens 7,5 km entfernt, das nächstgelegene ist das Natura 2000-Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg und Bollinge Bakke.

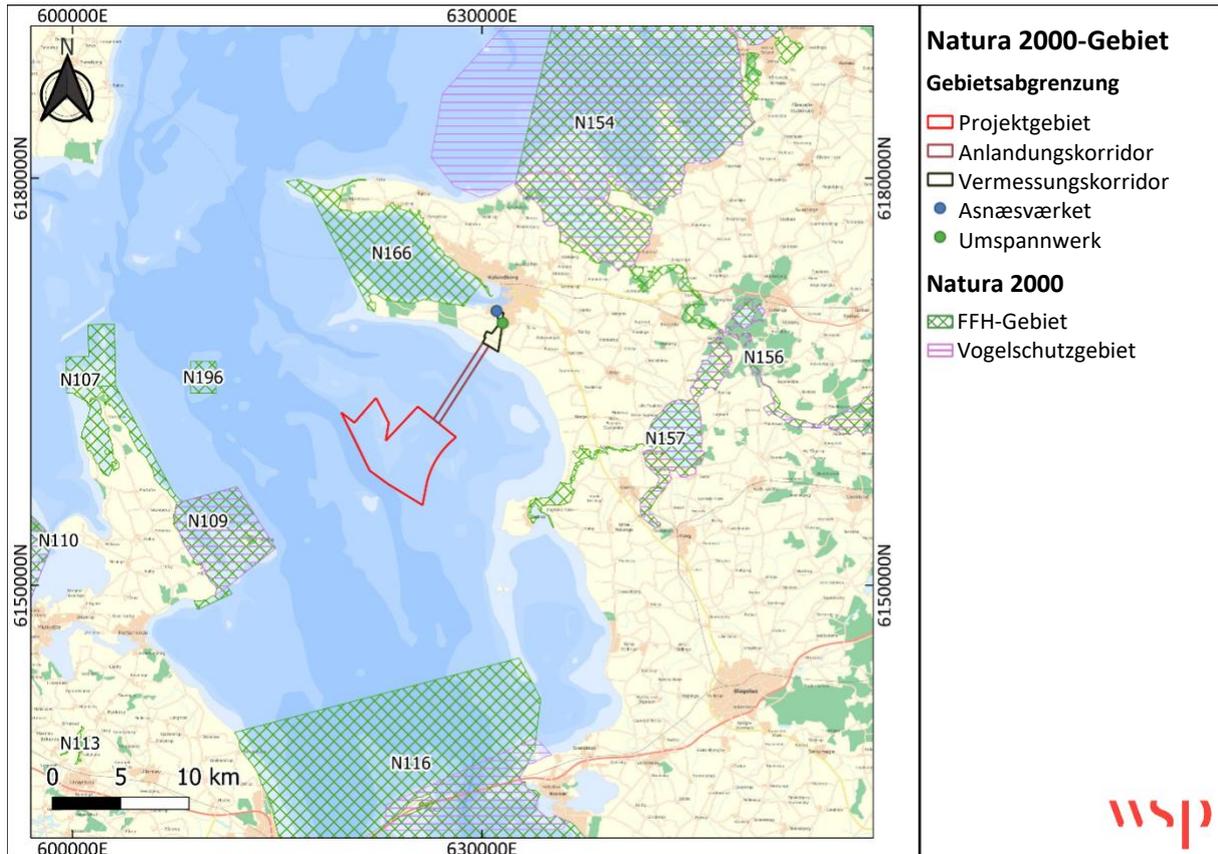


Abbildung1-4 Natura 2000-Gebiete im Verhältnis zum Projektgebiet und Landungskorridor auf See sowie zum Vermessungskorridor an Land.

An Land wird davon ausgegangen, dass eine erhebliche Auswirkung auf die Ausweisunggrundlage in Natura 2000-Gebieten aufgrund der Entfernung ausgeschlossen werden kann, da es z. B. im Vermessungskorridor keine Fließgewässer gibt, die zu Natura 2000-Gebieten führen.

Auf See wurde eine Natura 2000-Folgenabschätzung durchgeführt. Es wurde festgestellt, dass Auswirkungen auf Naturtypen und Lebensräume für Arten innerhalb von Natura 2000-Gebieten ausgeschlossen werden können. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass Schäden an Arten der Ausweisunggrundlage, darunter Schweinswale, Fledermäuse und Vögel, bei ihrem Aufenthalt außerhalb der Natura 2000-Gebiete ausgeschlossen werden können.

1.6.2 Anhang IV-Arten

Anhang IV-Arten sind Arten, die auf EU-Ebene selten oder bedroht sind. Die Arten und ihre Lebensräume sind überall dort geschützt, wo sie sich befinden.

Die Anhang IV-Arten, die möglicherweise vom Meeresteil des Projekts betroffen sein können, sind Fledermäuse und Schweinswale, während der Landteil des Projekts möglicherweise Fledermäuse sowie Feldeidechsen, Kammolche, Rotbauchunken, Laubfrösche, Moorfrösche, Kreuzkröten und Wechselkröten beeinträchtigen kann. Für alle terrestrischen Arten kann davon ausgegangen werden, dass eine Beeinträchtigung während der Betriebsphase ausgeschlossen werden kann, da das Erdkabel im Boden verlegt ist und sich das Umspannwerk in einem Gewerbegebiet befindet.

1.6.2.1 Fledermäuse:

An Land gibt es keine für Fledermäuse geeigneten Bäume, die gefällt werden, oder Gebäude mit Fledermäusen, die abgerissen werden. Schäden an Brut- und Rastplätzen von Fledermäusen können daher ausgeschlossen werden. Es wird davon ausgegangen, dass die Bautätigkeiten auf See oder an Land keine Auswirkungen auf Fledermäuse haben werden.

Die einzige potenzielle Auswirkung besteht in der Gefahr, dass Fledermäuse mit den Rotorblättern der Windenergieanlagen kollidieren, wenn diese während der Betriebsphase rotieren. Da die Windenergieanlagen nicht innerhalb eines Zugkorridors für Fledermäuse platziert werden und da die Windenergieanlagen mindestens 6 km vom nächsten Rast- oder Brutgebiet entfernt sein werden und da Windenergieanlagen im Großen Belt Fledermäuse nachweislich nicht nennenswert anlocken, wird davon ausgegangen, dass das vorsätzliche Töten von Fledermäusen ausgeschlossen werden kann.

1.6.2.2 Schweinswale

Im Projektgebiet auf See wurden keine besonderen Brutgebiete oder Jungtiere identifiziert. Im Projektgebiet wurden relativ wenige Schweinswale beobachtet und es gibt keine Hinweise darauf, dass das Projektgebiet im Vergleich zu den umliegenden Gewässern für Schweinswale von größerer Bedeutung ist. Schäden an Aufzucht- und Rastplätzen der Schweinswale durch das Vorhaben gelten als ausgeschlossen.

Während der Bauphase können Schweinswale durch Lärm durch das Einrammen von Monopiles beeinträchtigt werden. Beim Einrammen von Monopiles wird ein doppelter Blasenschleier oder eine ähnliche lärm mindernde Maßnahme verwendet. Das Einrammen findet nicht in der für Schweinswale am stärksten gefährdeten Zeit von Mai bis August statt.

Aufgrund der Tatsache, dass das Projektgebiet kein nennenswertes Gebiet für Schweinswale ist, der Lärm durch einen doppelten Blasenschleier (oder eine ähnliche Maßnahme) gedämpft wird und das Einrammen im Zeitraum Mai bis August vermieden wird, kann eine vorsätzliche Belästigung (sowie vorsätzliche Tötung) von Schweinswalen ausgeschlossen werden.

1.6.2.3 Amphibien und Feldeidechsen an Land

Es wird davon ausgegangen, dass im Vermessungskorridor an Land keine geeigneten Lebensräume für Feldeidechsen vorhanden sind, sodass Schäden an Brut- und Rastplätzen ausgeschlossen werden können. Es wird ebenso davon ausgegangen, dass eine vorsätzliche Tötung oder Belästigung von Individuen ausgeschlossen werden kann.

Der Kammmolch brütet wahrscheinlich in einem Tümpel im Vermessungskorridor und anderen für die Art geeigneten Gewässern. Die Tümpel gelten auch als geeignet für Moorfrösche, einer auch für Kreuzkröten. Für Laubfrösche, Rotbauchunken und Wechselkröten sind die Tümpel nicht geeignet.

Das vorsätzliche Töten von Individuen aller genannten Amphibienarten gilt als ausgeschlossen, da alle Arbeitsplätze mit temporären Amphibienzäunen eingezäunt sind (während der Aktivitätszeit der Amphibien von März bis Oktober) und die Kabelgrube nachts nicht ohne Amphibienzaun offen bleibt.

Zusammenfassung

Für das Projekt wurde eine Natura 2000-Folgenabschätzung durchgeführt. Sie kommt zu dem Schluss, dass es innerhalb von Natura 2000-Gebieten zu keinen Auswirkungen kommt und dass Schäden an Arten oder Naturtypen der Ausweisungsgrundlage ausgeschlossen werden können.

In Bezug auf Anhang IV-Arten wurden Fledermäuse, Feldeidechsen, Amphibien (Kammolch, Rotbauchunke, Laubfrosch, Moorfrosch, Kreuzkröte und Wechselkröte) und Schweinswale bewertet. Für alle Arten wird festgestellt, dass durch das in Kapitel 4 Projektbeschreibung beschriebene konkrete Projekt eine Schädigung der Brut- oder Rastgebiete der Art ebenso ausgeschlossen werden kann wie vorsätzliche Tötung oder vorsätzliche Störung.

1.7 Meeresstrategie und Wasserrahmenrichtlinie

1.7.1 Meeresstrategie

Das Meeresstrategiegesetz schreibt unter anderem vor: Umweltziele und Aktionsprogramme mit dem Ziel, gute Umweltbedingungen in den Meeresökosystemen zu erreichen oder aufrechtzuerhalten und eine nachhaltige Nutzung der Meeresressourcen zu ermöglichen.

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht liegt in der Beltsee/Ostsee innerhalb der dänischen 12-Seemeilen-Grenze und ist daher von den Wassereinzugsgebietsplänen für den ökologischen Zustand bis zur 1-Seemeilen-Grenze und den chemischen Zustand bis zur 12-Seemeilen-Grenze abgedeckt.

Für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht sind alle 11 Deskriptoren relevant, um sie im Hinblick auf mögliche Auswirkungen des Projekts auf Umweltziele für die Beltsee/Ostsee zu bewerten: D1: Biodiversität, D2: Nicht heimische Arten, D3 Kommerziell genutzte Fischbestände, D4: Nahrungsnetz der Ozeane, D5 Eutrophierung, D6: Unversehrtheit des Meeresbodens, D7 Hydrografische Veränderungen, D8 Schadstoffe, D9 Schadstoffe in Fischen und Schalentieren für den menschlichen Verzehr, D10 Meeresmüll und D11: Unterwasserlärm

Insgesamt wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht auf die 11 Deskriptoren der dänischen Meeresstrategie sowohl in der Bauphase als auch in der Betriebsphase und in der Stilllegungsphase so gering und lokal sein werden, dass das Projekt keinen Einfluss darauf hat, ob gute Umweltbedingungen im Ostseeraum erreicht werden können.

1.7.2 Wasserrahmenrichtlinie

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht liegt im östlichen Teil des Großen Belts in der Jammerland-Bucht, und das Gebiet liegt somit im Wassergebietsbezirk Seeland, dem Wassergebiet 204 „Jammerland-Bucht und Musholm-Bucht“ und dem Wassergebiet 203 „Großer Belt Nord 12 sm“. Die Jammerland-Bucht ist ein relativ geschütztes flaches Gebiet zwischen den Halbinseln Asnæs und Reersø mit tiefen Wasserstraßen im Westen des Gebiets. Als Teil des Großen Belts ist das Gebiet durch einen großen

Austausch von schwerem, salzhaltigem Grundwasser aus der Nordsee und frischerem Oberflächenwasser aus der Ostsee gekennzeichnet.

In den Wassereinzugsgebietsplänen 2021–2027 wird der ökologische Gesamtzustand des Wassergebiets 204 „Jammerland-Bucht und Musholm-Bucht“ als mäßig eingeschätzt. Seegras und Chlorophyll werden als in mäßigem Zustand und die benthische Fauna als in gutem Zustand eingestuft. Der ökologische Zustand priorisierter umweltgefährdender Stoffe wird als gut bewertet. Der chemische Zustand wird aufgrund zu hoher Nonylphenolkonzentrationen im Sediment und zu hoher Blei-, Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen in der Biota als nicht gut eingeschätzt. Hinzu kommen die Stützparameter Sauerstoffverhältnis und Lichtverhältnis, die beide als nicht relevant bewertet wurden.

Die Qualitätselemente Phytoplankton, Wurzelpflanzen und chemischer Zustand erfüllen das Umweltziel im Gewässergebiet 204 nicht.

Der chemische Zustand im Gewässergebiet 203 „Großer Belt, Nord 12 sm“ wird aufgrund erhöhter Anthracenkonzentrationen im Sediment als nicht gut bewertet. Das Gewässergebiet wird ausschließlich auf seinen chemischen Zustand hin beurteilt, da es nur unter das Meeresstrategiegesetz fällt. Der chemische Zustand ist der Grund dafür, dass das Gewässergebiet 203 das Umweltziel nicht erfüllt.

Durch das Vorhaben kommt es nicht zu einer zusätzlichen Zufuhr (Ausleitung) von Nährstoffen in das Gewässergebiet. Während der Bauphase können im Zusammenhang mit der Sedimentaufwirbelung, insbesondere bei der Verlegung von Kabeln, vorübergehend Nährstoffe aus dem Sediment in die Wassersäule abgegeben werden. Dies wird zu einem vorübergehenden Anstieg der Primärproduktion beitragen, der jedoch nur von kurzer Dauer, lokal und voraussichtlich nicht messbar sein wird, u. a. da der Wasseraustausch in der Jammerland-Bucht groß ist.

Die im Sediment enthaltenen umweltgefährdenden Stoffe bleiben aufgrund ihrer sehr geringen Wasserlöslichkeit im Feinanteil des Sediments gebunden. Die Störung des Sediments ist vorübergehend, während die Kabel verlegt werden, und das Sediment lagert sich wieder am Boden ab. Aufgrund der Tiefen und Strömungsbedingungen, die in der Jammerland-Bucht vorherrschen, wird es zu einem großen Wasseraustausch kommen und es wird nicht zu einer Freisetzung oder Ausbreitung umweltgefährdender Stoffe in messbaren Konzentrationen oder zu toxischen Wirkungen im Gewässer oder Überschreitungen von nationalen und EU-Umweltqualitätsanforderungen kommen.

Die Verwendung von Bohrschlamm im Zusammenhang mit kontrolliertem Unterbohren wird voraussichtlich keine Auswirkungen haben, da der Auftraggeber vom Auftragnehmer verlangt, dass die dem Bohrschlamm beim Unterbohren zugesetzten Zusatzstoffe für Boden, Grundwasser und Oberflächenwasser unschädlich sind und von den Behörden akzeptiert werden.

Es wird davon ausgegangen, dass die Bauphase des Projekts das Erreichen des Ziels für den ökologischen Gesamtzustand des Gewässergebiets nicht verhindern kann.

In der Betriebsphase wird der Einfluss von Strömungsgeschwindigkeit, Wellengang und Schichtung auf das Meer als gering eingeschätzt und ist für die Zielerreichung im Gewässergebiet ohne Bedeutung.

Die Fundamente der Windenergieanlagen erhalten einen Korrosionsschutz in Form von Epoxidfarbe und galvanischen Aluminiumanoden. Nachdem die Epoxidbeschichtung ausgehärtet und die Konstruktion auf See errichtet wurde, werden keine Lösungsmittel aus dem Epoxidharz freigesetzt.

Rotorblätter von Windenergieanlagen bestehen aus Verbundwerkstoffen, die hauptsächlich aus Harz und Glasfaser bestehen. Während der Betriebsphase werden durch Verschleiß und Niederschlag geringe Materialmengen als Mikroplastikstücke aus den Rotorblättern freigesetzt. Das von den Rotorblättern

abgetragene Material besteht aus vollständig ausgehärteten Lackpartikeln, d. h. pigmentierten Polymerpartikeln, die chemisch inaktiv sind und keine Chemikalien an die Umgebung abgeben. In der Jammerland-Bucht gibt es einen großen Wasseraustausch und daher wird davon ausgegangen, dass der Betrieb des Offshore-Windparks das Erreichen der Ziele nicht verhindern wird.

1.8 Kumulative Auswirkungen

Es kann weitestgehend ausgeschlossen werden, dass Projekte in Kombination mit dem Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt haben können. Die Bewertung gilt sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen und sowohl für die Bauphase als auch für die Betriebsphase. Die Stilllegungsphase liegt mehr als 30 Jahre in der Zukunft. Derzeit liegen keine Erkenntnisse über weitere Projekte vor, die zu diesem Zeitpunkt zusammenwirken könnten.

Tabelle 1.25 Zusammenfassung der kumulativen Auswirkungen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht und anderer Projekte und Pläne.

Projekt	Phase	Kumulative Auswirkungen
Windpark Sprogø	Betrieb	Nein
LILLEBÆLT SYD	Anlage Betrieb	Nein Nein
Brücke über den Großen Belt	Betrieb	Nein
Kattegat-Verbindung	Anlage Betrieb	Nein Nein
Rohstoffbereich 504-GB und 544 QB	Anlage	Nein

1.9 Vorbeugende Maßnahmen

Im Zusammenhang mit der Erstellung des Umweltverträglichkeitsberichts wurden kontinuierlich mögliche Auswirkungen identifiziert, die durch eine Anpassung des Projekts vermieden werden konnten. Solche Projektanpassungen fließen in die Projektbeschreibung ein und sind wichtige Voraussetzungen für die Begutachtungen.

Dies betrifft z. B. die Verwendung eines doppelten Blasenschleiers beim Einrammen von Monopiles, kein Einrammen von Monopiles im Zeitraum vom 1. Mai bis 31. August, Verzicht auf die Methode des Einspülens bei der Verlegung von Seekabeln, Errichtung von Amphibienzäunen um temporäre Arbeitsplätze an Land und den Kabelgraben, wenn diese nachts geöffnet sind, Mindestabstand von Arbeitsplätzen an Land zu geschützten Weiden von mindestens 15 Metern, Mindestabstand von Wasserstellen zum Kabelgraben und Arbeitsplätzen an Land von 50 Metern, Mindestabstand von 80 Metern von Salzwiesen zu Muffenöffnungen bei der Verlegung von Seekabeln und Landkabeln an Land, die dem Bohrschlamm bei der Unterbohrung zugesetzten Zusatzstoffe sind unbedenklich für Boden, Grundwasser und Oberflächenwasser und von den Behörden anerkannt.



2 EINLEITUNG

Dieser Bericht enthält die Abschnitte des Umweltverträglichkeitsberichts für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht, über die Deutschland informiert werden wollte. Dies betrifft die Abschnitte Vögel (ursprünglich Abschnitt 8.8), Fledermäuse (ursprünglich Abschnitt 8.9), Meeressäuger (ursprünglich Abschnitt 8.10) und Natura 2000 sowie Anhang IV-Arten (ursprünglich Abschnitt 10). Darüber hinaus ist die nichttechnische Zusammenfassung des gesamten Berichts enthalten, einschließlich der Abschnitte zum Grundstücksteil des Projekts (Abschnitt 1).

Neben dem Umweltverträglichkeitsbericht selbst gibt es drei relevante 3 Hintergrundberichte. Unterwasserlärm, Fledermäuse und Vögel sowie Meeressäugetiere.

3 UMWELT AUF SEE

3.1 Vögel

3.1.1 Einleitung

In diesem Abschnitt wird beschrieben, wie sich das Meeresprojekt in der Jammerland-Bucht auf Zugvögel und Rastvögel auswirken kann. Die Auswirkungen des Projekts auf Brutvögel an Land werden im Abschnitt 9.2 „Natur“ beschrieben. Das Projektgebiet ist mindestens 6,3 km vom nächsten Vogelschutzgebiet entfernt. Die Auswirkungen des Projekts auf Vögel der Ausweisungsgrundlage in diesem und anderen Natura 2000-Gebieten sind in Abschnitt 10 aufgeführt.

In der Bauphase und der Stilllegungsphase kann es zu Beeinträchtigungen durch Störungen der Zugvögel sowie durch Störungen und Veränderungen der Lebensräume und Futterbedingungen von Rastvögeln kommen. Während der Bauphase steigt das Risiko einer Kollision mit den Anlagen beim Auf- und Abbau und sinkt beim Abbau der Anlagen. Das Risiko von Kollisionen ist am größten, wenn die Windenergieanlagen in Betrieb sind und die Rotorblätter rotieren, weshalb das Risiko von Kollisionen während der Betriebsphase insgesamt behandelt wird.

Während der Betriebsphase kann es zu Beeinträchtigungen durch Kollisionsgefahr und Barrierewirkung für Zugvögel und durch Lebensraumveränderungen, Verdrängung und Kollisionsgefahr für rastende Vögel kommen.

Um die potenziellen Auswirkungen des geplanten Offshore-Windparks auf Rast- und Zugvögel aufzuklären, wurden in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 Zählungen der Rastvögel in der Jammerland-Bucht und den angrenzenden Teilen des nördlichen Großen Belts durchgeführt. Die Ergebnisse gehen aus Hintergrundberichten hervor (Orbicon, 2018b) (BioConsult SH, 2023).

Im Rahmen der Substratartenkartierung im Projektgebiet im Jahr 2021 wurden das Vorkommen und die Verbreitung von Muschelbänken kartiert (WSP, 2022a) und ihr Wert als Nahrungsquelle für Tauchenten bewertet, u. a. auf der Grundlage des Bedeckungsgrads und der Tiefe, in der sich die Muschelbänke befinden (siehe Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna).

Darüber hinaus wurden die Erhebung und Aufbereitung vorhandener Daten zu Zugvögeln und Rastvögeln im und um das Projektgebiet sowie eine Literaturrecherche zu den Reaktionen von Vögeln auf Offshore-Windparks durchgeführt.

3.1.2 Methode

Der Abschnitt über Vögel basiert unter anderem auf transektbasierten Flugzählungen brütender Wasservögel im nördlichen Großen Belt, durchgeführt in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022.

Die Wasservogelzählungen von 2014 bis 2015 sind im Hintergrundbericht von 2018 aufgeführt (Orbicon, 2018b). Daten aus Flugzählungen im September 2020 – Mai 2022 erscheinen im Hintergrundbericht von 2023 (BioConsult SH, 2023). Darüber hinaus Daten von (DOF-basen, 2021).

Es wird darauf hingewiesen, dass der Hintergrundbericht aus dem Jahr 2018 (Orbicon, 2018b) für eine nicht ausgewählte Alternative erstellt wurde, die inzwischen veraltet ist und mehr und kleinere Windenergieanlagen als das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, aufweist. Die Kartierungsdaten für Vögel im Gebiet in der und um die Jammerland-Bucht sind weiterhin gültig, die im Hintergrundbericht von 2018 enthaltenen Bewertungen sind jedoch veraltet, da sie sich auf eine nicht ausgewählte Alternative beziehen.

Die Bewertungsmethode für Vögel ist dieselbe wie für die anderen im Umweltverträglichkeitsbericht behandelten Umweltkomponenten, siehe Abschnitt 6 Bewertungsmethode.

Die Bewertungen der Bedeutung der Vogelarten wurden jedoch anhand der folgenden Kriterien vorgenommen, die die allgemeinen Definitionen der Bewertungsmethode für eine Gruppe wie Zugvögel umsetzt, die sich über große Gebiete bewegen, und bei denen die nationale, regionale oder lokale Perspektive daher von geringerer Bedeutung ist (Tabelle 3.1.2-Tabelle 3.1.2-1).

Tabelle 3.1.2-1 Die verwendeten Kriterien für die Bedeutung des Rezeptors (Vogelart).

Grad der Bedeutung	Kriterien
Sehr groß	Arten, die im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie oder auf der Internationalen Roten Liste (IUCN) aufgeführt sind
Groß	Alle anderen Arten, die unter Artikel 5 der Vogelschutzrichtlinie fallen
Mittel	Arten, die nicht unter Artikel 5 der Vogelschutzrichtlinie fallen (invasive Arten und andere nicht heimische Arten)
Niedrig	–

Die Auswirkungen des Projekts und die Bedeutung des Untersuchungsgebiets für die relevanten Vogelarten werden anhand des sogenannten „1 %-Kriteriums“ bewertet (Wetlands International, 2022). Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass Auswirkungen auf mehr als 1 % der biogeografischen Population einer Art, auch Migrationsroutenpopulation genannt, ein Risiko negativer Auswirkungen auf die Population darstellen. Um die Auswirkungen ins rechte Licht zu rücken, wurde auch eine Bewertung in Bezug auf die lokale Population vorgenommen (vgl Tabelle 3.1.2-2).

Schätzungen der biogeografischen Populationsgrößen werden von Wetlands International eingeholt, sofern diese vorhanden sind (Wetlands International, 2022). Sie gelten nicht für Trottellummen, Bussarde und Seeadler. Stattdessen werden hier Populationsschätzungen von BirdLife International 2023 verwendet (Bird Life International, 2022a).

Tabelle 3.1.2-2. Geschätzte lokale Populationen für Fokusarten und Artengruppen.

Gebiet	Seetaucher	Lappentaucher	Kormoran	Eiderente	Trauerente	Samtente	Alk
Zählbereich¹	65	13	739	38.288	12.429	813	951
Røsnæs, Kalundborg Fjord und südliches Kattegat			5.000	15.000	8.000	500	

Gebiet	Seetaucher	Lappentaucher	Kormoran	Eiderente	Trauerente	Samtente	Alk
außerhalb der Vogelschutzgebiete ²							
Stavns Fjord, F31 ³		3	274	2.396	56	45	
Sejerøbugt und Nekselø, F94 ³		2.789	80	563	4.428	427	
Sprogø und Halsskov Riff, F98 ³			4	200		2	
Vresen und das Meer zwischen Fünen und Langeland, F73 ³		1	2.026	3.928	1.019	210	
Skælskør Nor, Skælskør Fjord und Gammelsø, F95 ³			56	55			
Gewässer zwischen Skælskør Fjord und Glænø, F96 ³			642	5.808	721		
Karrebæk-, Dybsø- und Avnø-Fjorde, F81 ³			495	6	18		
Smålands-Meer nördlich von Lolland, F85 ³		22	2.205	1.925	29	196	
Smålands-Gewässer, 128 ⁴		2.100		22.531			
Projektgebiet, Omø Syd ⁵					6.266	1.564	
Population in den inneren dänischen Gewässern ²	5.400						28.000
Geschätzte lokale Populationsgröße	2.000	5.000	12.000	90.000	35.000	4.000	5.600

1. Geschätzt anhand von Distance-sampling ([Distance für Windows herunterladen · distancesampling.org](#)), (Thomas, et al., 2010) .
2. Geschätzt anhand von (Nielsen, et al., 2023; Petersen & Nielsen, 2011)
3. Jährliche Höchstwerte der Rastplätze der Liste-1-Arten und Wasservogel im Vogelschutzgebiet, gezählt vom Flugzeug oder vom Land aus, 2010–2017, höchste Zahl zwischen 2010–2017 (Clausen, Petersen, Bregnballe, & Nielsen, 2019).
4. (European Energy, 2021)
5. Wintermaxima (NIRAS, 2020)

3.1.2.1 Zugvögel

Zu den Zugvögeln zählen sowohl Landvögel als auch Wasservögel. Die möglichen Auswirkungen auf wandernde *Landvögel* wurden für Greifvögel und Kraniche bewertet, die als die Gruppen gelten, bei denen das Risiko negativer Auswirkungen auf die Population am größten ist. Dies liegt daran, dass Kraniche und die meisten Greifvogelarten eine lange Lebensdauer und eine relativ geringe Fortpflanzungsfähigkeit haben, was sie anfällig für eine erhöhte Sterblichkeit macht. Darüber hinaus fallen der Kranich und mehrere Greifvogelarten als Brutvögel unter Anhang 1 der Vogelschutzrichtlinie. Unter Zugvögel und Kollisionsrisiko werden auch Seetaucher und Seeenten behandelt, da sich diese auf der Ausweisunggrundlage von Natura 2000-Gebieten befinden können.

Die Art dieser Artengruppen wird anhand von Daten in der DOF-Datenbank beschrieben (DOF-basen, 2021), die landesweite Vogelbeobachtungsdatenbank des Dänischen Ornithologenverbandes, die derzeit etwa 32 Millionen Registrierungen beinhaltet.

Die Daten wurden aus allen Beobachtungen von Zugvögeln und Kranichen in den Gemeinden Kalundborg und Kerteminde im Zeitraum 2010–2021 extrahiert. Darauf aufbauend wird der Frühjahrs- und Herbstzug über den nördlichen Teil des Großen Belts im Hinblick auf die bevorzugten Zugkorridore und das Ausmaß des Zuges beschrieben. Auf dieser Grundlage wurde abgeschätzt, wie viele Greifvögel und Kraniche voraussichtlich jedes Jahr auf ihrem Zug das Projektgebiet durchqueren werden. Auf dieser Grundlage wurde das Risiko von Kollisionen und Barriereeffekten anhand von Standardmethoden zur Berechnung des Kollisionsrisikos bewertet (Band W. , 2012).

Daten aus der DOF-Datenbank eignen sich in der Regel nicht zur Beurteilung des Beobachtungsumfangs während des Vogelzugs, da die Einträge sowohl zeitlich als auch räumlich sehr heterogen sind, einschließlich der Dauer des Beobachtungszeitraums und des Standorts der Beobachter im Verhältnis zum Vogelzug. Ein gewisser Anteil der Einträge von Zugvögeln besteht somit aus sporadischen und mehr oder weniger zufälligen Beobachtungen von kürzerer oder längerer Dauer. Unter den Einträgen in der DOF-Datenbank gibt es jedoch auch eine größere Anzahl tatsächlicher Vogelzugzählungen von den primären Zugstandorten rund um die Jammerland-Bucht, z. B. Fyns Hoved, Røsnæs und Asnæs.

Daten aus der DOF-Datenbank zeigen, dass in der Gemeinde Kalundborg für den Zeitraum 2010–2021 Beobachtungen von Zugvögeln an etwa 50 % der Tage während des Frühjahrs- und Herbstzuges und mit dem Hauptgewicht der Beobachtungen im Monat Oktober eingetragen wurden. Der Anteil der Tage mit Beobachtungen von Zugvögeln war in der Gemeinde Kerteminde im Allgemeinen geringer, mit Beobachtungen an 35 % der Tage im Frühjahr und 17 % der Tage im Herbst. Zu den Angaben gehören z. B. auch einzelne Beobachtungen von Zugvögeln aus verschiedenen Orten im Landesinneren.

Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die Einträge aus der DOF-Datenbank nicht zur Quantifizierung eines tatsächlichen Abdeckungsgrads des Vogelzugs herangezogen werden können, sondern lediglich dazu dienen, einen Überblick über die Artenzusammensetzung und Zugrichtung des tatsächlichen Vogelzugs zu erstellen, der beobachtet und eingegeben wurde.

Tabelle 3.1.2-3 Beobachtungen aus der DOF-Datenbank, Gemeinde Kalundborg, im 11-Jahres-Zeitraum 2010–2021

Kalundborg					
	Monat	Anzahl der Tage mit Beobachtungen von wandernden Greifvögeln + Kranichen	Anzahl der Tage mit Vogelzugbeobachtungen in der Gemeinde	Gesamtzahl der Tage (2010–2021)	% Abdeckung der Saison
Frühling	März	70	139	341	41
	April	115	172	330	52
	Mai	93	158	341	46
	Insgesamt				46
Herbst	August	47	106	341	31
	September	134	191	330	58
	Oktober	163	229	341	67
	Insgesamt				52

Tabelle 3.1.2-4 Beobachtungen aus der DOF-Datenbank, Gemeinde Kerteminde, im 11-Jahres-Zeitraum 2010–2021

Kerteminde					
	Monat	Anzahl der Tage mit Beobachtungen von wandernden Greifvögeln + Kranichen	Anzahl der Tage mit Vogelzugbeobachtungen in der Gemeinde	Gesamtzahl der Tage (2010–2021)	% Abdeckung der Saison
Frühling	März	63	140	341	41
	April	104	126	330	38
	Mai	57	82	341	24
	Insgesamt				34
Herbst	August	9	38	341	11
	September	20	58	330	18
	Oktober	29	79	341	23
	Insgesamt				17

Wandernde *Wasservögel* im Großen Belt umfassen Untersuchungen bei Sprogø zufolge vor allem Haubentaucher, Seetaucher, Watvögel und Alken (Orbicon, Havvindmøllepark ved Sprogø – Konsekvensvurdering for fugle. Rapport til Sund & Bælt Holding A/S. Orbicon A/S. , 2008) (Orbicon, 2018b). Der Zug der Watvögel verläuft oft sehr schnell und über große Entfernungen, wobei die Vögel in großen Höhen (bis zu 3.000–6.000 m) und mehr oder weniger unabhängig von Küsten und anderen topografischen Bedingungen fliegen (Meltofte, 1993). Die erwachsenen Watvögel bewegen sich sehr zielstrebig zwischen einer kleinen Anzahl guter Rastplätze, die sie im Voraus kennen und an denen sie sich oft Jahr für Jahr aufhalten, während die jungen Vögel jeweils kürzere Distanzen zurücklegen und oft an sekundären Rastplätzen rasten. Solche Rastplätze finden sich u. a. bei Korevlerne in der Sejerø-Bucht und in der Alleshave-Bucht östlich von Saltbæk Vig, jeweils 15 bzw. 40 km nordöstlich der Jammerland-Bucht.

Die Jammerland-Bucht liegt nicht in einem speziellen Zugkorridor für Watvögel, und da die Wanderung überwiegend in großer Höhe stattfindet, wird davon ausgegangen, dass die Watvögel vom Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht nur in unbedeutendem Maße betroffen sein werden. Auch Alken werden nur in unbedeutendem Maße betroffen sein, da der Zug der Alken im Großen Belt im Verhältnis zur Größe der Populationen (z. B. (Durinck, Skov, Jensen, & Pihl, 1994)) mäßig ist. Daher werden in den Abschnitten zu den möglichen Auswirkungen des Projekts auf Zugvögel weder Watvögel noch Alken behandelt.

Zweimal im Jahr durchqueren zahlreiche Eiderenten, Trauerenten, Samtenten und eine kleinere Anzahl Seetaucher den Großen Belt. Die Hauptzugrichtung im Frühjahr ist von Norden nach Süden, da die Vögel von den Überwinterungsgebieten im Kattegat durch den Großen Belt zu Brutgebieten in der Ostsee und weiter östlich wandern. Im Herbst geht die Bewegung in die entgegengesetzte Richtung, d. h. von Süden nach Norden, da die Vögel von der Ostsee in die Überwinterungsgebiete im Kattegat ziehen und möglicherweise weiter hinaus in die Nordsee.

Für Wasservögel liegen in der DOF-Datenbank (DOF-basen, 2021) nicht genügend Beobachtungen vor, um die Anzahl der durch das Projektgebiet ziehenden Seetaucher und Tauchenten einzuschätzen.

Daher wurde eine Berechnung durchgeführt, die auf der Grundlage der Anzahl der überwinternden Vögel im Kattegat und im östlichen Teil der Nordsee ein größtmögliches Ausmaß des Vogelzugs angibt. Es wird angenommen, dass die wandernden Wasservögel gleichmäßig über den Großen Belt verteilt sind. Der Anteil der durch das Projektgebiet ziehenden Vögel wird anhand des Verhältnisses zwischen der maximalen Ausdehnung des Projektgebiets in Ost-West-Richtung und der Breite des Großen Belts am jeweiligen Standort berechnet.

3.1.2.2 Rastende Vögel

Mithilfe von Zählungen aus Flugzeugen wurden Untersuchungen der in der Gegend rastenden Wasservögel durchgeführt. Die Flugzählungen wurden mit Standardmethoden durchgeführt, die auch im Nationalen Überwachungsprogramm für rastende Wasservögel (NOVANA) verwendet werden. Die Zählungen wurden auf einer Reihe von Ost-West-Linientransekten durchgeführt, deren Lage aus Abbildung 3-1 hervorgeht.

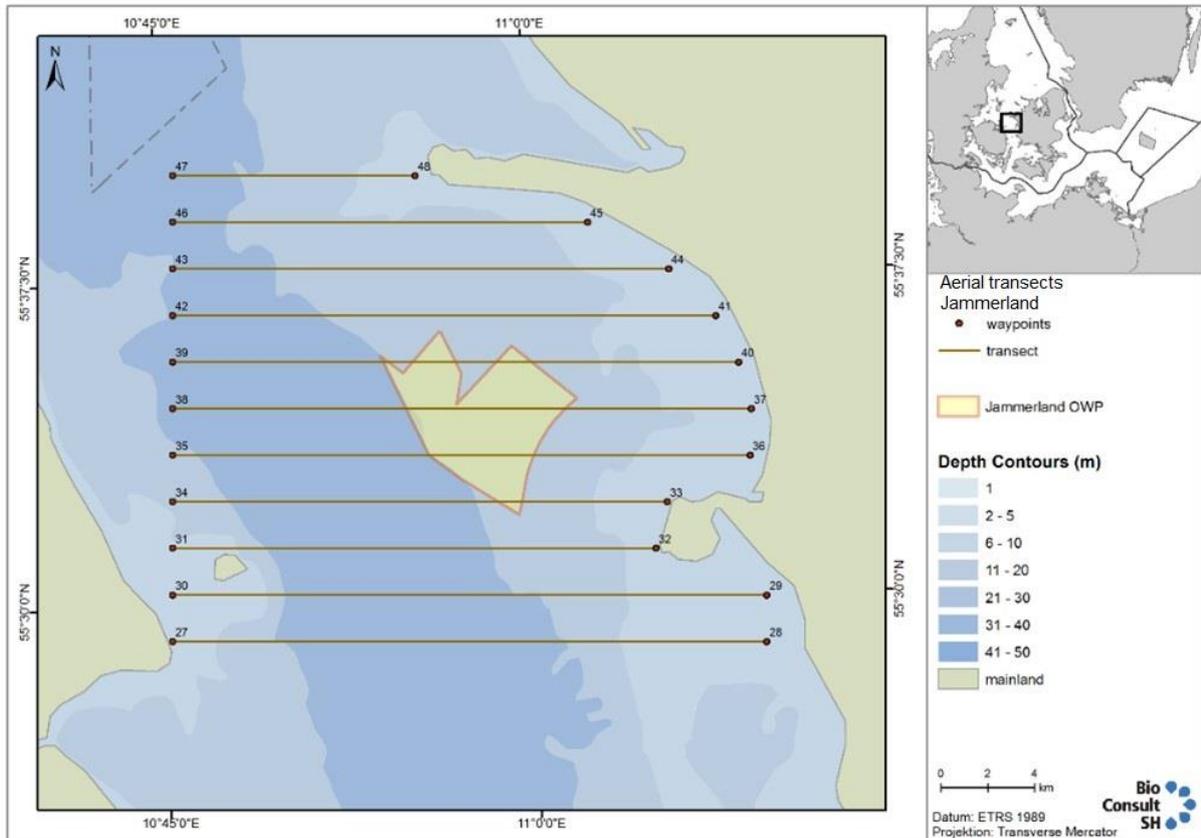


Abbildung 3-1 Im nördlichen Großen Belt gezählte Transekte. Für Start- und Endkoordinaten der einzelnen Transekte wird auf die Hintergrundberichte (Orbicon, 2018b) sowie (BioConsult SH, 2023) verwiesen.

Insgesamt wurden Zählungen entlang von 11 parallelen Transekten mit einem Abstand von 2 km zwischen den einzelnen Transekten durchgeführt. Die Länge der Transekte variierte zwischen 10,35 km und 25,38 km, die Gesamtlänge des Transektes betrug 238,55 km. Während der Zählungen wurden Beobachtungen in 5 Entfernungsbereichen gemacht: 0–44 m (Band D), 44–91 m (Band A1), 91–163 m (Band A2), 163–431 m (Band B) und 431–2.000 m (Band C), siehe Abbildung 3-2.

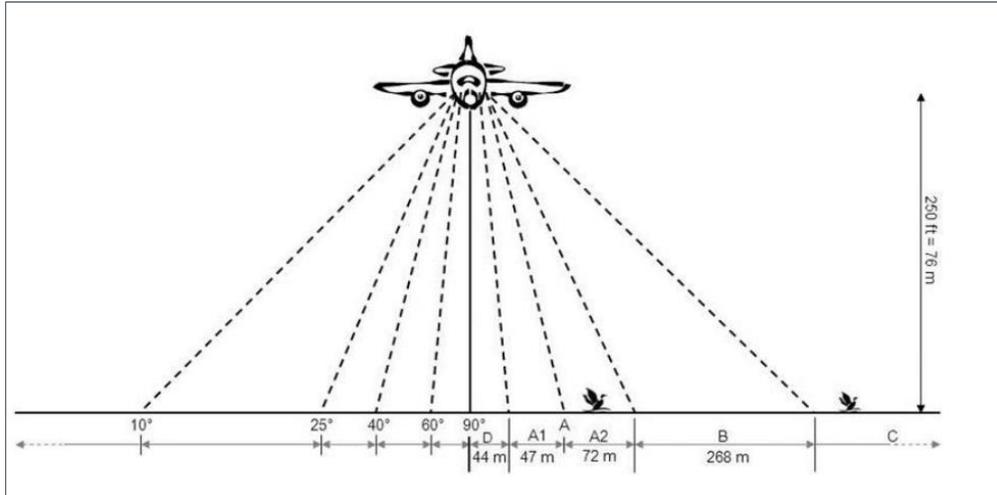


Abbildung 3-2 Standardmethode zur fluggestützten Zählung rastender Wasservögel. Die Dichte und Anzahl der Vögel im Zählgebiet wird auf der Grundlage der „Entfernungsstichprobe“ der Beobachtungen in den Bereichen A1, A2 und B berechnet. Abbildung aus (BioConsult SH, 2023).

Das gesamte Zählgebiet im nördlichen Großen Belt, zwischen Seeland und Fyns Hoved, beträgt 442 km². Alle Flüge wurden in einer Höhe von 250 Fuß (= 76 m) durchgeführt, und bei den durchgeführten Zählungen wurden sowohl Vögel als auch Meeressäuger gezählt.

Die Datenbasis besteht aus insgesamt 27 Flugzählungen, die nach der gleichen Methode und im gleichen Zählgebiet 2014-2015 (Orbicon, 2018b) und 2020-2022 (BioConsult SH, 2023) an folgenden Terminen durchgeführt wurden:

	2014	2015	2020	2021	2022
Januar				9.	6.
Februar				2., 14.	26.
März		9.		23.	18.
April		9.		14., 27.	20.
Mai				15.	8.
Juni				16.	
Juli				9.	
August				11.	
September			15.	22.	
Oktober	30.		12.		
November	21.		14., 29.	2.	
Dezember	28.		13.		

Zusammen decken die 27 Zählungen das ganze Jahr ab, wobei die meisten Zählungen in den Wintermonaten liegen, dem Hauptaufenthaltszeitraum der rastenden „Fokusarten“ in Dänemark.

Die gesamte Transektlänge der Flugzählungen betrug im Zeitraum 2014–2015 948,8 km und im Zeitraum 2020–2022 5.280 km. Durchschnittlich etwa 42 % der Zählfläche werden bei jeder Zählung von den Bändern A1, A2 und B abgedeckt (Abbildung 3-2). Um die Gesamtzahl der Vögel im gesamten Zählgebiet anhand der abgedeckten Fläche zu berechnen, wurde daher eine Modellrechnung mit der Distance-Software ([Download Distance für Windows · distancesampling.org](https://www.distancesampling.org)) durchgeführt. (Thomas, et al., 2010). Die Methode basiert auf der

Tatsache, dass die Wahrscheinlichkeit, dass der Beobachter einen bestimmten Vogel registriert, mit zunehmender Entfernung von der Transektlinie abnimmt.

Auf der Grundlage der Beobachtungen aus den Flugzählungen konnten Dichten und Zahlen für alle Arten berechnet werden, die in Bezug auf die Verdrängung in der Jammerland-Bucht als relevant eingeschätzt wurden. In die Analysen werden nur Beobachtungen aus den Bändern A1, A2 und B einbezogen, da die Beobachtungen in Band D, dem Band, das der Transektlinie am nächsten liegt, nicht die höchste Registrierungswahrscheinlichkeit aufweisen. Band C wird weggelassen, da es bis zu 2 km von der Transektlinie abdeckt und somit dazu führen würde, dass ein größerer Teil derselben Fläche von verschiedenen benachbarten Transekten abgedeckt wird. Für die Fokusarten Seetaucher, Lappentaucher, Eiderenten, Trauerenten, Samtenten und Alken werden Dichten und Zahlen berechnet.

Für jede der durchgeführten Zählungen werden Populationsdichten und Zahlen der wichtigsten Arten sowohl für das Zählgebiet als auch für das Projektgebiet mit einer zugehörigen und artspezifischen Pufferzone berechnet, die nach international anerkannten Referenzen ermittelt wird. In Fällen, in denen mehrere Zählungen im selben Monat durchgeführt wurden, wird die Gesamtzahl der Vögel als Durchschnitt der verfügbaren Zählungen berechnet, da auch die maximale und minimale Anzahl angezeigt wird, um einen Eindruck von der Streuung der Zahlen zu bekommen.

3.1.2.3 Berechnung des Kollisionsrisikos

Das Kollisionsrisiko wird sowohl für Zug- als auch für Rastvögel berechnet.

Zugvögel können kollidieren, wenn sie auf ihrer jährlichen Wanderung zwischen dem Brutgebiet und den Winterquartieren den küstennahen Offshore-Park passieren.

Rastende Vögel können mit den Windenergieanlagen kollidieren:

- wenn sie lokale Flüge durchführen, z. B. als Reaktion auf Störungen
- wenn sie zwischen Aufenthaltsorten in verschiedenen Teilgebieten wechseln
- wenn sie den Strömungsdrift kompensieren, indem sie zum Ausgangspunkt zurückfliegen
- auf täglichen Flügen zwischen Nahrungs- und Rastgebieten.

Generell wird das Kollisionsrisiko für rastende Vögel als größer eingeschätzt als für Zugvögel, da sie sich länger im Gebiet aufhalten als die Vögel, die das Gebiet auf ihrem Zug zweimal im Jahr passieren (Rydell J., 2017).

Die Auswahl relevanter Arten erfolgt auf der Grundlage der registrierten Zahlen und des Schutzstatus der Art (aufgeführt in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie, Rote Liste usw.).

Die erwartete Anzahl von Kollisionen pro Jahr wird mithilfe eines Kollisionsmodells berechnet, das auf Beschreibungen und zugehörigen Tabellenkalkulationstools in (Band W., 2012) basiert. Das Modell ist eine Weiterentwicklung der in (Band, 2000) und (Band, Madders, & Whitfield, 2007) beschriebenen Kollisionsmodelle.

Die berechnete Anzahl der Kollisionen wurde auf Basis der neuesten Erkenntnisse darüber angepasst, inwieweit die verschiedenen Arten Offshore-Windparks meiden (Makro-Vermeidung), einzelne Offshore-Anlagen/Windenergieanlagenreihen meiden (Meso-Vermeidung) und einzelne Rotorblätter im Nahfeld meiden (Mikro-Vermeidung).

Das Kollisionsmodell berücksichtigt bei der Berechnung der jährlichen Anzahl der Kollisionen auch die artspezifischen Flughöhen der Vögel im Verhältnis zur Höhe der Rotorzone.

Die Modellierung nach (Band W. , 2012) erfolgt in 5 Schritten:

Schritt A: Berechnung der Dichte fliegender Vögel im Standortgebiet der Windenergieanlagen (Anzahl Vögel pro km² und Zeiteinheit).

Schritt B: Berechnung, wie viele dieser Flüge eine von den Rotoren abgedeckte Fläche durchqueren (berechnet für den gesamten Windpark, hängt von der Anzahl der Windenergieanlagen und deren Größe ab).

Schritt C: Berechnung der Wahrscheinlichkeit, dass ein durch den beschichteten Luftraum fliegender Vogel vom rotierenden Flügel getroffen wird.

Schritt D: Basierend auf Schritt A-C und der erwarteten Anzahl Betriebsstunden pro Jahr wird die Gesamtzahl der Kollisionen pro Jahr berechnet.

Schritt E: Die berechnete Anzahl der Kollisionen wird anhand der vorhandenen Erkenntnisse angepasst, wie stark die verschiedenen Arten von Windparks angezogen werden (Anziehung), Offshore-Windparks insgesamt meiden (Makro-Vermeidung), einzelne Anlagen/Anlagenreihen meiden (Meso-Vermeidung) und/oder das einzelne Rotorblatt im Nahfeld meiden (Mikro-Vermeidung).

Das Kollisionsrisiko wird auf der Grundlage der gesamten „abgedeckten Fläche“ der drei Alternativen berechnet, wie in Tabelle 3.1.2-5 angegeben.

Tabelle 3.1.2-5 Die gesamte „beschichtete Fläche“ für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2.

Projekt	Anzahl der Anlagen	Rotordurchmesser Meter	Flügelspitze in nautischen Metern	Beschichtete Fläche/Windenergieanlage (m ²)	Gesamtbeschichtete Fläche (m ²)
Bevorzugtes Projekt	16	236	20	43.700	699.200
Alternative 1	18	222	20	38.700	696.600
Alternative 2	21	200	20	31.400	659.400

3.1.2.4 Berechnung von Verdrängungswirkungen

Die Anzahl der Vögel verschiedener Arten, die voraussichtlich durch den Offshore-Windpark aus ihren Rastgebieten verdrängt werden, errechnet sich aus den geschätzten Dichten im Projektgebiet zuzüglich einer artspezifischen Pufferzone, deren Größe von der Empfindlichkeit der Art gegenüber dem Vorhandensein von Offshore-Windenergieanlagen und dem damit verbundenen Verkehr von Serviceschiffen (siehe Tabelle 3.1.4-5 für Betonpufferzonen) abhängt.

Kormorane und Möwen zeigen kaum oder keine Anzeichen dafür, dass sie ihre Rastplätze in Offshore-Windparks meiden, und diese Arten werden daher nicht im Zusammenhang mit der Verdrängung behandelt (Rydell J., 2017).

Die verwendeten Pufferzonen werden um den gesamten Offshore-Windpark herum gelegt und nicht nur um die einzelnen Windenergieanlagen. Die Abgrenzung des Verdrängungsbereichs basiert auf dem konvexen Polygon der Windenergieanlagenstandorte in jedem Szenario unter Verwendung des QGIS-Tools *Convex Hull*. Das Werkzeug definiert ein Polygon basierend auf Windenergieanlagenstandorten, bei denen keine der Seiten des Polygons nach innen zeigt und alle Winkel weniger als 180 Grad betragen. Als Analogie kann man sich ein Gummiband vorstellen, das um mehrere Punkte gelegt wird.

Dadurch ergibt sich ein konservativ definierter Verdrängungsbereich um den gesamten Park, d. h. dass davon ausgegangen wird, dass es zwischen den Windenergieanlagen keinen „freien Raum“ gibt, in dem die Vögel nicht verdrängt werden. Der Vorteil besteht darin, dass die Abgrenzung des Verdrängungsbereichs leicht reproduzierbar ist und auf jedem Windenergieanlagenlayout wiederholt werden kann. Das Prinzip ist in Abbildung 3-3 unten dargestellt.

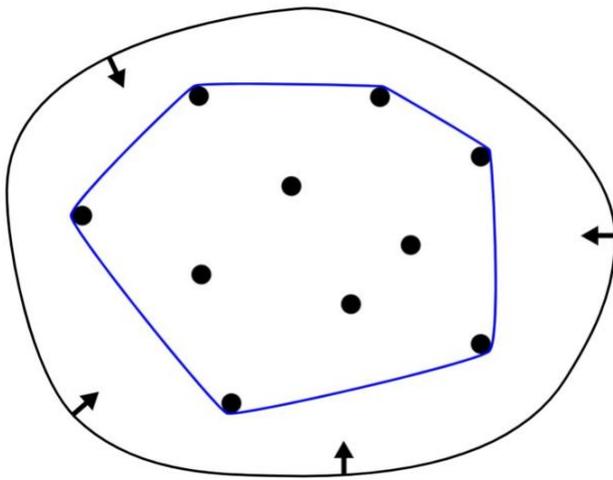


Abbildung 3-3 Prinzip der Verdrängungsflächenabgrenzung mit dem QGIS-Tool *Convex Hull*. Der schwarze Kreis zeigt eine gegebene artspezifische Pufferzone rund um den Offshore-Windpark.

3.1.2.5 Berechnung von Barriereeffekten

Offshore-Windparks können eine Barriere für Zugvögel darstellen, wenn die Vögel den Flug zwischen den Windenergieanlagen meiden. Die Vögel umfliegen dann den gesamten Windpark, wodurch sich der Zugkorridor verlängert bzw. die Flughöhe verändert. Beide Teile führen zu einem erhöhten Energieverbrauch.

Die Erweiterung des Zugkorridors ist für ein Szenario gedacht, bei dem Vögel, die nach Norden oder Süden durch den Großen Belt ziehen, den Offshore-Windpark an der Küste meiden und nach einer Entfernung von 1 km am Windpark zum ursprünglichen Zugkorridor zurückkehren.

Die zusätzliche Belastung, die eine solche Erweiterung mit sich bringt, wurde anhand energetischer Berechnungen für verschiedene Arten in (Masden, et al., 2009) und (FEBI, 2013) abgeschätzt.

Der erhöhte energetische Aufwand einer Änderung der Flughöhe wird anhand von (FEBI, 2013) abgeschätzt, wo für ausgewählte Arten der Energieverbrauch in drei Szenarien berechnet wurde: (1) Erhöhung der Flughöhe um 120 m; (2) Erhöhung der Flughöhe um 250 m; (3) 10-minütiges Kreisen vor dem Hindernis, gefolgt von einer Erhöhung der Flughöhe um 120 m.

3.1.2.6 Bewertung der Auswirkungen auf Populationsebene

Die Anzahl der durch Kollisionen getöteten Vögel und der Vögel, die voraussichtlich infolge der Verdrängung sterben werden, wird für jede der betroffenen Arten ins Verhältnis zum PBR (Potential Biological Removal) gesetzt, der ein Maß für die zusätzliche Sterblichkeit einer Population ist, der sie standhalten kann. Die PBR wird auf Grundlage der Bestandsgröße, des Entwicklungstrends und der potenziellen Wachstumsrate berechnet (Wade, 1998).

PBR kann nach der folgenden allgemeinen Formel berechnet werden:

$$PBR = 0,5 \times R_{\max} \times N_{\min} \times f,$$

Dabei ist R_{\max} die maximale jährliche Rekrutierungsrate für den Bestand, N_{\min} eine minimale Schätzung der Bestandsgröße und f ein Korrekturfaktor („recovery factor“), der zwischen 0,1 und 1 variiert und von der aktuellen Entwicklung des Bestands abhängt. Bei den Berechnungen wurde ein f -Wert von 0,1 für stark rückläufige Bestände, 0,3 für rückläufige Bestände, 0,5 für stabile Bestände und 0,7 für sich entwickelnde Bestände verwendet. Der Entwicklungstrend in der Population basiert für die meisten behandelten Arten auf (Wetlands International, 2022). Für Alken sowie Bussarde und Seeadler wurde jedoch (Bird Life International, 2022a) verwendet.

In den Berechnungen wird z. B. Trauerenten ein f -Wert von 0,7 (mäßiger Anstieg) und Eiderenten ein f -Wert von 0,3 (Rückgang) zugewiesen. Populationsgrößen, Entwicklungstrends und potenzielle Wachstumsraten für die einzelnen Arten wurden auf der Grundlage aktualisierter Literaturdaten für die Populationen, die das Gebiet durchqueren oder dort ruhen, ermittelt, siehe Tabelle 3.1.2-6. Weitere Einzelheiten zur Methodik zur Berechnung der PBR-Werte finden Sie im Hintergrundbericht aus dem Jahr 2018 (Orbicon, 2018b). Um die Auswirkungen auf verschiedenen Skalen/Ebenen abschätzen zu können, wurden PBR-Werte sowohl für die biogeografischen Bestände als auch für die „lokalen“ Bestände im Großen Belt, im Smålands-Gewässer und im südlichen Kattegat berechnet.

Tabelle 3.1.2-6. Eingabewerte zur Berechnung der PBR-Werte (Potential Biological Removal), die ein Ausdruck dafür sind, wie viel zusätzliche Sterblichkeit sowohl die lokale als auch die biogeografische Population tolerieren kann. * (Wetlands International, 2022). ** (Bird Life International, 2022a).

Art	Überlebensrate(n) bei erwachsenen Individuen	Frühestes Brutalter (Jahre)	Max. Rekrutierungsrate (R_{\max})	Min. Biogeografischer Bestand (N_{\min})	Lokaler Bestand (N_{lokal})	Erholungsfaktor (f)	Biogeografische PBR	Lokale PBR
Seetaucher ¹	0,84	2	0,246	210.000*	2,000	0,4	10.318	98
Lappentaucher ²	0,8	2	0,270	42.000*	5,000	0,3	1.702	203
Kormoran ³	0,88	3	0,164	610.000*	12,000	0,7	35.006	689
Eiderente	0,82	3	0,192	560.000*	90,000	0,3	16.144	2.595
Trauerente	0,783	2,5	0,237	687.000*	35,000	0,7	56.896	2.899
Samtente	0,84	2,5	0,209	220.000*	4,000	0,5	11.522	209
Sturmmöwe	0,86	3	0,174	1.400.000*		0,4	48.816	
Silbermöwe	0,88	4	0,134	860.000*		0,3	17.280	
Mantelmöwe	0,88	4	0,134	240.000*		0,7	15.472	
Alkenvögel ⁴	0,946	5	0,085	2.350.000**	5,600	0,7	69.537	166
Seeadler ⁵	0,936	5	0,090	20.900**		0,7	661	
Bussard ⁵	0,9	3	0,152	1.760.000**		0,7	93.791	
Kranich	0,9	4	0,125	350.000*		0,7	10.500	

¹Bei den Berechnungen wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

²Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße).

³Bestandsabschätzung für die in Dänemark brütende Unterart *P. c. sinensis*

⁴Bestandsabschätzung für die Trottellumme, die der eindeutig häufigste Alkenvogel im Zählgebiet ist

⁵Die europäische Population

3.1.3 Bestehende Bedingungen

3.1.3.1 Zugvögel

Im folgenden Abschnitt wird ein Überblick darüber gegeben, welche Land- und Wasservogelarten durch das Projektgebiet ziehen.

Ziel von *Landzugvögeln* wie Greifvögeln und Kranichen ist es, den Teil der Wanderung, der über Wasser stattfindet, zu minimieren. Vor allem Greifvögel fliegen bevorzugt über Land. Wenn die Vögel im Herbst auf ihrem Weg nach Südwesten oder im Frühjahr nach Nordosten auf eine Küste treffen, folgen sie der Küste, bis sie einen Punkt erreichen, an dem ihnen keine andere Wahl bleibt, als über das Meer zu fliegen. Daher konzentrieren sich die Vögel im Frühling im Allgemeinen auf nach Nordosten ausgerichtete Landzungen und im Herbst auf Landzungen, die nach Südwesten ausgerichtet sind. Beim Passieren von Meeresgebieten zielen die Vögel auf hervorstehende Landzungen an der gegenüberliegenden Küste ab.

Sowohl im Frühjahr als auch im Herbst werden Landvögel versuchen, den Großen Belt dort zu überqueren, wo er am schmalsten ist, um den Teil der Wanderung, der über Wasser stattfindet, zu minimieren. Auf dem Frühjahrszug nach Nordosten können die Vögel den südlichen Teil des Großen Belts von Langeland in Richtung Omø-Agersø oder von Knudshoved in Richtung Halskov überqueren (wo die Brücke über den Großen Belt als Orientierungslinie dienen kann). Weiter nördlich ist der Große Belt breiter und die Passage hier ist daher weniger geeignet. Die Vögel werden den nördlichen Großen Belt meist überqueren, indem sie von der Halbinsel Hindsholm mit Stavreshoved im Süden und Fyns Hoved im Norden fliegen. Auf der Seelandseite peilen die Vögel die Halbinseln Reersø, Asnæs und Røsnæs an.

Nach Angaben der DOF-Datenbank (DOF-basen, 2021) ist der Frühjahrszug über Hindsholm relativ mäßig. Insgesamt also etwa 4.000 wandernde Greifvögel und etwa 100 Kraniche im Zeitraum 2010-2017. Die überwiegende Mehrheit der Vögel zieht aus dem nördlichen Teil von Hindsholm in Richtung Samsø (16 km), Røsnæs (etwa 20 km) oder Asnæs (fast 20 km). Es wird nicht davon ausgegangen, dass diese Vögel das Projektgebiet durchqueren.

Etwas mehr als 1.400 Greifvögel wurden bei ihrem Zug weiter südlich auf Hindsholm, im Gebiet zwischen Bøgebjerg Hovedgård und Stavreshoved, registriert. Die meisten dieser Vögel werden mit einer nördlichen oder nordwestlichen Zugrichtung erfasst und es wird daher angenommen, dass sie der Küste folgen und weiter nach Norden ziehen. Rund 400 Vögel – die überwiegende Mehrheit davon sind Bussarde – sind jedoch als Ost-, Nordost- oder Zugvogel registriert und werden daher möglicherweise das Projektgebiet durchqueren.

Zusammenfassend legen die Daten in der DOF-Basis nahe (DOF-basen, 2021), dass jährlich einige Hundert Greifvögel auf ihrem Frühjahrszug das Projektgebiet passieren. Die meisten davon sind Bussarde; aber auch Seeadler und Kraniche durchziehen das Gebiet, wenn auch in geringerer Zahl.

Im Herbst ist Røsnæs mit Abstand der wichtigste Ort im Gebiet für Zugvögel. Insbesondere werden viele Bussarde registriert, in der Regel zwischen 1.000 und 5.000 Vögel pro Jahr. Die Hauptrichtungen sind Westen (Richtung Samsø) und Südwesten (Richtung Fyns Hoved). (DOF-basen, 2021; Orbicon, 2018b). Dieser Vogelzug wird daher nicht das Projektgebiet passieren.

Von der Halbinsel Asnæs aus wurde im Herbst eine kleine Anzahl wandernder Bussarde registriert, die nach Südwesten oder Südosten ziehen; aufgrund ihrer Zugrichtung wird davon ausgegangen, dass die Mehrzahl dieser Vögel westlich bzw. östlich des Projektgebiets vorbeizieht (Orbicon, 2018b). Auf der Fünen-Seite sind im Herbst nur wenige Zugvögel registriert, von denen die überwiegende Mehrheit nachweislich von Røsnæs bei Fyns Hoved oder anderen Orten im nördlichen Teil von Hindsholm aus zieht. Zusammenfassend wird eingeschätzt, dass nur wenige Greifvögel – in der Größenordnung von einigen Hundert Vögeln pro Jahr – das Projektgebiet auf ihrem Herbstzug durchqueren. Bussarde sind mit Abstand die häufigste Art. Darüber hinaus kann das Projektgebiet in Einzelfällen von wandernden Kranichen durchquert werden (DOF-basen, 2021).

Bei Wasservögeln sind Seetaucher, Eiderenten, Trauerenten und Samtenten die wichtigsten Arten und Artengruppen, sowohl in Bezug auf den Schutzstatus als auch auf das Vorkommen im Zählgebiet. Basierend auf der Größe der überwinternden Populationen im Kattegat wird geschätzt, dass im Frühjahr und Herbst maximal 5.400 Seetaucher (insbesondere Sterntaucher), 428.700 Eiderenten, 220.800 Trauerenten und 45.300 Samtenten den Großen Belt durchziehen (Holm, et al., 2021).

3.1.3.2 Rastende Vögel

Die Zählungen aus Flugzeugen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 haben gezeigt, dass das Zählgebiet im nördlichen Großen Belt zwischen Seeland und Fünen eine große Anzahl rastender Wasservögel beherbergt und dass das Zählgebiet besonders wichtig für Eiderenten und Trauerenten ist. Eine kleine Anzahl von Samtenten, Seetauchern, Lappentauchern und Alken wurde ebenfalls registriert. Darüber hinaus kommen in der Gegend eine Reihe von Kormoranen und Möwen vor (Tabelle 3.1.3-).

Tabelle 3.1.3-1 Übersicht über die beobachteten Wasservögel bei den Transektzählungen von Flugzeugen 2014–2015 und 2020–2022. „sp“ bedeutet, dass der Vogel nicht auf die Art festgelegt ist. In Fettschrift ist dargestellt, welche Beobachtungen das 1 %-Kriterium für ein international bedeutsames Ereignis überschreiten. ¹Eiderente: 7.200 Vögel ²Trauerente: 7.500 Vögel Aus (Orbicon, 2018b) und (BioConsult SH, 2023).

Art	2014			2015		2020					2021										2022						
	30.10.	21.11.	28.12.	09.03.	09.04.	15.09.	12.10.	14.11.	29.11.	13.12.	09.01.	02.02.	14.02.	23.03.	14.04.	27.04.	15.05.	16.06.	09.07.	11.08.	22.09.	02.11.	06.01.	26.02.	18.03.	20.04.	08.05.
Stern-/Prachtttaucher	122	7		92	53	8		7	2	2	16	3	6	3	7							8	3	19	32	13	1
Haubentaucher				13		14							1														1
Rothalstaucher		23		44	2				1				1										2	1	1		
Lappentaucher sp.		5		16	3					7	2	10	1	2							3	2			10		
Basstölpel															1							2					
Kormoran	70	336	243	230	57	168	135	334	335	190	104	366	68	20	112	81	107	67	119	129	67	157	104	15	132	83	63
Höckerschwan		2		2				2	5	2	1		2	31							4				10		
Singschwan														13													
Graugans	30	4			36	70	11					20		16			2					184			4		6
Nonnengans														2.000			3					80					
Ringelgans																	4								1		
Brandgans							1							1													
Pfeifente								55		16											20				200	6	
Stockente	10	34	31	4	2			5	40	12	22	97	32	4					8			1	25	25	3		4
Eiderente ¹	25.052	17.844	130	1.928	775	1.406	6.419	7.962	3.292	1.895	1.907	2.960	6.918	1.865	269	267	323	237	1.180	440	3.768	11.519	23.224	4.210	1.300	281	272
Eisente		3	2		1							2	5												4		
Trauerente ²	94	2.574		168	227	1.389	194	4.079	4.628	9.896	2.465	3.404	1.388	7.462	163	9	50		505	3	131	7.152	326	1.322	6.535	27	20
Samtente	1	256		114	30	9	48	73	50	145	51	33	6	106	7	27	155			87	17	19	1.046	23	713	94	7
Meerestaucher sp.		360				33														39							
Schellente				18	5			5	10			20	26	2									3	6	7	2	
Mittelsäger	3	7		27	26			13	15	29	29	16	38	216	29	4	2		2		5		18	44	5	15	
Gänsesäger				4															4					4	2		1
Zwergmöwe	5																										
Lachmöwe				9	10	32	82				4	2	3		2				14	30		21	2		24	2	1
Sturmmöwe	26	21	44	172	12	457	28	4	2	1			8	5		1	1	2	5	2	2	4	1	2	9	3	7
Heringsmöwe					1	36											11	4		1							2
Silbermöwe	50	152	1	135	55	666	102	162	39	33	29	201	67	28	24	54	229	3	55	2	15	24	45	49	37	21	51
Mantelmöwe	8	41	1	32	21	1		3	2	2	1	1	1	3	6	1	3	1			3	3	2		3	1	7

Art	2014			2015		2020					2021										2022							
	Datum	30.10.	21.11.	28.12.	09.03.	09.04.	15.09.	12.10.	14.11.	29.11.	13.12.	09.01.	02.02.	14.02.	23.03.	14.04.	27.04.	15.05.	16.06.	09.07.	11.08.	22.09.	02.11.	06.01.	26.02.	18.03.	20.04.	08.05.
Möwe sp.		40	20	256	69	1												9			101	25						
Brandseeschwalbe																		3		1								3
Seeschwalbe sp.																		2										1
Trottellumme	21	7		1		50		8		10	4	159	155	4	5					3	12	19	48	77	44			
Alk		11		2				4			1											9	1					
Teiste												13	9									3	3	12	2	2		4
Alk sp.		3																			7	4	104		12	12		
Summe	25.492	21.730	472	3.265	1.387	4.340	7.020	12.716	8.421	12.240	4.636	7.305	8.733	11.785	623	446	893	325	1.896	752	4.162	19.365	24.891	5.782	9.042	548	451	

Wie im Abschnitt „Methode“ beschrieben, deckt die Registrierung von Wasservögeln mit der verwendeten Methode durchschnittlich 42 % des Untersuchungsgebiets ab. Dies bedeutet, dass die tatsächliche Zahl der Vögel im Zählgebiet größer ist als die gezählte Zahl. Eine Berechnung der tatsächlichen Vogelzahl wurde daher mit der Distance-Software durchgeführt ([Download Distance für Windows · distancesampling.org](#)). (Thomas, et al., 2010) Dies beruht auf der Tatsache, dass der Beobachter mit zunehmender Entfernung von der Transektlinie eine geringere Wahrscheinlichkeit hat, einen bestimmten Vogel zu registrieren. Die berechnete Vogelzahl geht aus Tabelle 3.1.3- hervor.

Aus Tabelle 3.1.3- geht hervor, dass das Zählgebiet im nördlichen Großen Belt zwischen Seeland und Fünen einige Monate lang international bedeutsame Vorkommen von Eiderenten und Trauerenten aufweist, d. h. mindestens 1 % der biogeografischen Population der beiden Arten. Das Gleiche gilt für Lappentaucher, wobei vorsichtig davon ausgegangen wird, dass es sich bei allen beobachteten Vögeln um Rothalstaucher handelt, wobei das Gebiet im März 2015 mehr als 1 % der gesamten biogeografischen Population beherbergte.

Tabelle 3.1.3-2 Übersicht über die berechnete Anzahl an Wasservögeln im Zählgebiet für ausgewählte Arten und Artengruppen während eines Kalenderjahres. Bei mehreren Zählungen im selben Monat werden der Durchschnitt sowie die Mindest- und Höchstzahl angegeben. Darüber hinaus wird fett dargestellt, welche Beobachtungen das 1 %-Kriterium für ein international bedeutsames Ereignis überschreiten oder sich diesem annähern. Eiderente: 7.200 Vögel; Trauerente: 7.500 Vögel Basierend auf Daten von (BioConsult SH, 2023) und (Orbicon, 2018b).

	Seetaucher	Lappentaucher	Eiderente	Kormoran	Trauerente
Januar	65 (22-108)	13 (0-27)	38.288 (8.458-68.117)	458 (403-514)	4.919 (1.262-8.576)
Februar	37 (22-47)	4 (0-13)	18.763 (15.005-23.423)	739 (54-1.799)	5.903 (3.009-9.270)
März	257 (22-589)	170 (0-497)	8.426 (6.112-9.997)	700 (97-1.372)	10.359 (656-16.596)
April	131 (0-377)	7 (0-28)	1.903 (1.087-3.873)	329 (65-552)	381 (36-914)
Mai	4 (0-7)	0	1.465 (1.360-1.570)	414 (310-519)	106 (77-134)
Juni	0	0	1.233	334	0
Juli	0	0	5.069	602	571
August	0	0	2.379	641	12
September	29 (0-57)	0	11.716 (5.882-17.551)	399 (322-476)	2.190 (299-4.080)
Oktober	553 (0-1106)	0	46.000 (19.975-72.025)	477 (295-659)	640 (529-750)
November	42 (15-59)	81 (0-311)	32.029 (12.647-62.884)	1.168 (784-1.572)	11.979 (9.205-14.461)
Dezember	7 (0-14)	0	4.589 (925-8.252)	515 (110-920)	12.429 (0-24.857)
	Samtente	Alk	Sturmmöwe	Mantelmöwe	Silbermöwe
Januar	813 (271-1.355)	339 (33-644)	3 (0-7)	7 (5-9)	181 (135-227)
Februar	100 (37-187)	951 (341-1.288)	19 (0-58)	3 (0-5)	500 (175-974)
März	744 (592-1.008)	30 (26-36)	391 (20-1.119)	56 (13-142)	349 (138-728)
April	229 (40-534)	9 (0-36)	25 (0-71)	28 (4-79)	176 (91-263)
Mai	457 (40-874)	14 (0-28)	27 (7-47)	20 (13-26)	198 (145-251)
Juni	0	0	14	4	15
Juli	0	22	35	0	278
August	502	130	14	0	10
September	44 (40-47)	265 (186-343)	1.245 (13-2.476)	4	1.092 (66-2.118)
Oktober	122 (18-226)	56 (0-111)	188 (186-190)	28 (0-56)	334 (189-478)
November	549 (99-1.452)	345 (0-1.190)	34 (14-67)	48 (5-164)	452 (113-790)
Dezember	381 (0-762)	35 (0-71)	257 (7-507)	8 (8-9)	82 (0-165)

Seetaucher halten sich hauptsächlich im Herbst und Frühling im Zählgebiet auf, wobei die meisten Vögel im Oktober 2014 und März 2015 gezählt wurden, als 122 bzw. 92 Vögel beobachtet wurden. Es wurde berechnet, dass sich im gesamten Zählgebiet jeweils 1.106 bzw. 589 Vögel aufhielten. In den anderen Jahren und Monaten ist die Zahl deutlich geringer. Der Sterntaucher ist bei weitem der häufigste Seetaucher in der Gegend, und da Seetaucher schwer von Flugzeugen zu unterscheiden sind, wird konservativ angenommen, dass es sich bei allen Seetauchern im Zählgebiet um Sterntaucher handelt.

Die Bedeutung des Gebiets für Seetaucher scheint von Jahr zu Jahr erheblich zu schwanken, in allen Jahren lag die Zahl jedoch deutlich unter dem international anerkannten Kriterium für die Ausweisung wichtiger Gebiete für Sterntaucher. Daher wird davon ausgegangen, dass der Zählbereich für Seetaucher nicht von internationaler Bedeutung ist.

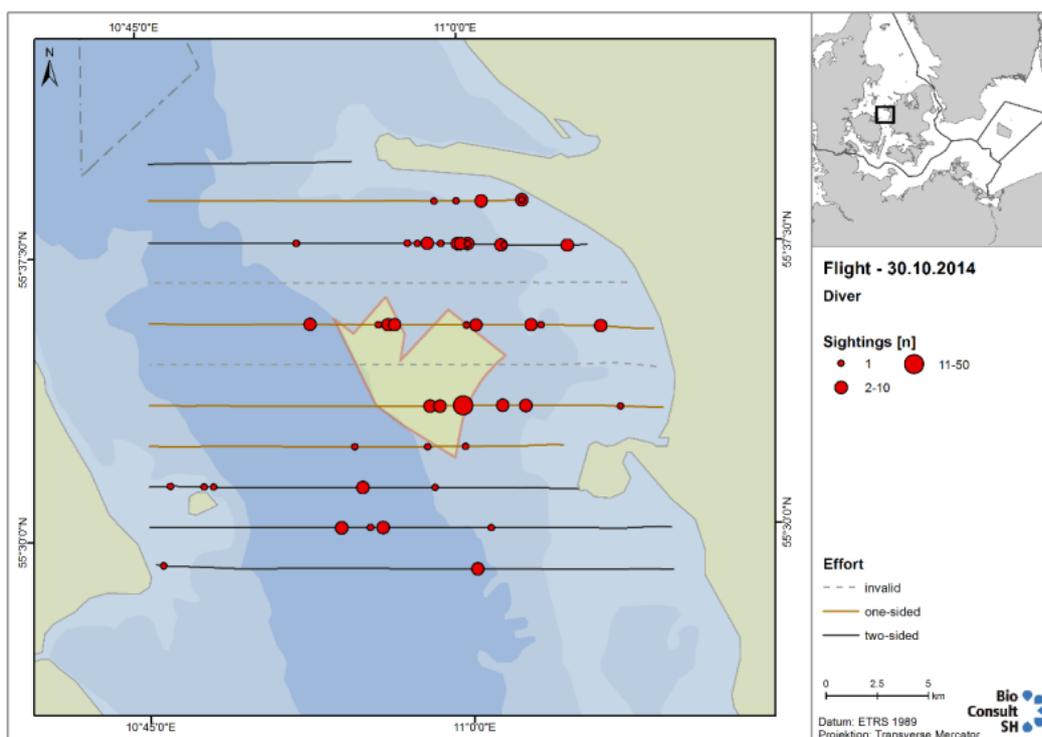


Abbildung 3-4 Verbreitung des Sterntauchers im Zählgebiet im Oktober 2014 (Orbicon, 2018b).

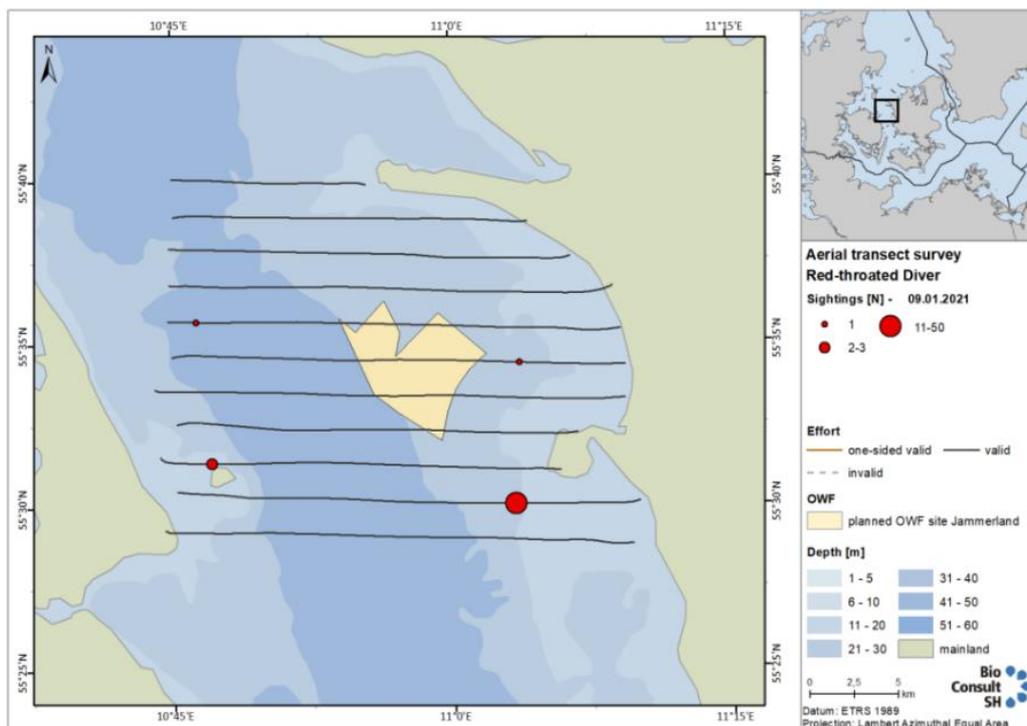


Abbildung 3-5 Verbreitung des Sterntauchers im Zählgebiet am 9. Januar 2021 (BioConsult SH, 2023)

Im Zeitraum 2014–2015 war *der Rothalstaucher* die zahlreichste Lappentaucherart im Zählgebiet, mit 23 beobachteten Vögeln im November bzw. 44 Vögeln im März und einer geschätzten Anzahl für das gesamte Zählgebiet 311 bzw. 497 Vögel in den zwei Monaten, wobei davon ausgegangen wird, dass es sich bei allen beobachteten Lappentauchern um Rothalstaucher handelte. In allen anderen Jahren und Monaten ist die Zahl der Lappentaucher deutlich geringer.

Die größte Anzahl an Rothalstauchern wurde bei der Zählung Anfang März 2015 registriert, einer Jahreszeit, in der die Art oft in relativ großer Zahl in Küstengebieten gesichtet wird, bevor sie zu den Brutplätzen im Süßwasser wandert. Dementsprechend wurde die Art bei den Zählungen 2014–2015 vor allem im östlichen Teil des Zählgebiets beobachtet (Orbicon, 2018b). Abbildung 3-6 Die Anzahl der Rastvögel im Untersuchungsgebiet lag im März 2015, unter Annahme, dass es sich bei allen Haubentauchern im Gebiet um Rothalstaucher handelte, in der Größenordnung nahe dem 1 %-Kriterium (500 Vögel) für international bedeutsame Vorkommen. Dies war das einzige Mal und daher in den anderen Jahren und Monaten nicht der Fall.

Es wurden nur wenige Individuen beobachtet, die als *Haubentaucher* bestimmt werden konnten, die meisten (14 Vögel) im September 2020.

Die Bedeutung des Gebiets für Lappentaucher und die Verbreitung der Vögel in dem Gebiet schwankt von Jahr zu Jahr erheblich. Basierend auf den Zählungen wird jedoch geschätzt, dass das gesamte Zählgebiet nur in Ausnahmefällen (und unter der konservativen Annahme, dass es sich bei allen Lappentauchern um Rothalstaucher handelt) Vorkommen von Rothalstauchern beherbergt, die sich einem international bedeutsamen Vorkommen nähern.

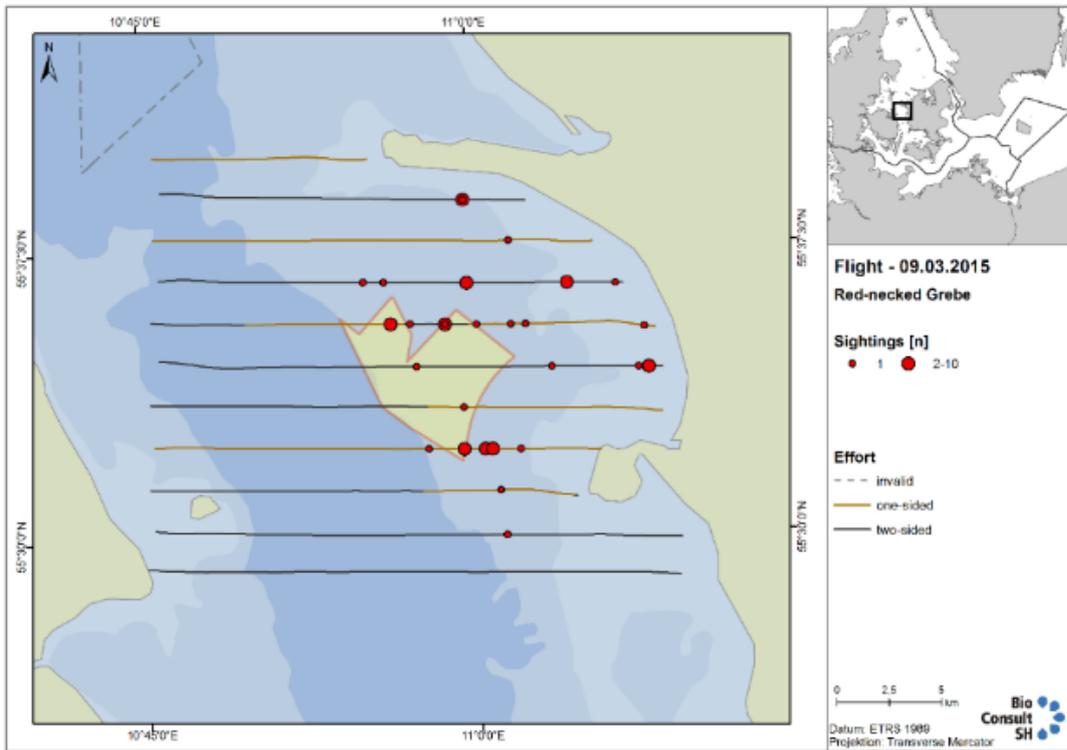


Abbildung 3-6 Anzahl und Verbreitung von Rothalstauchern im Zählgebiet am 9. März 2015 (Orbicon, 2018b).

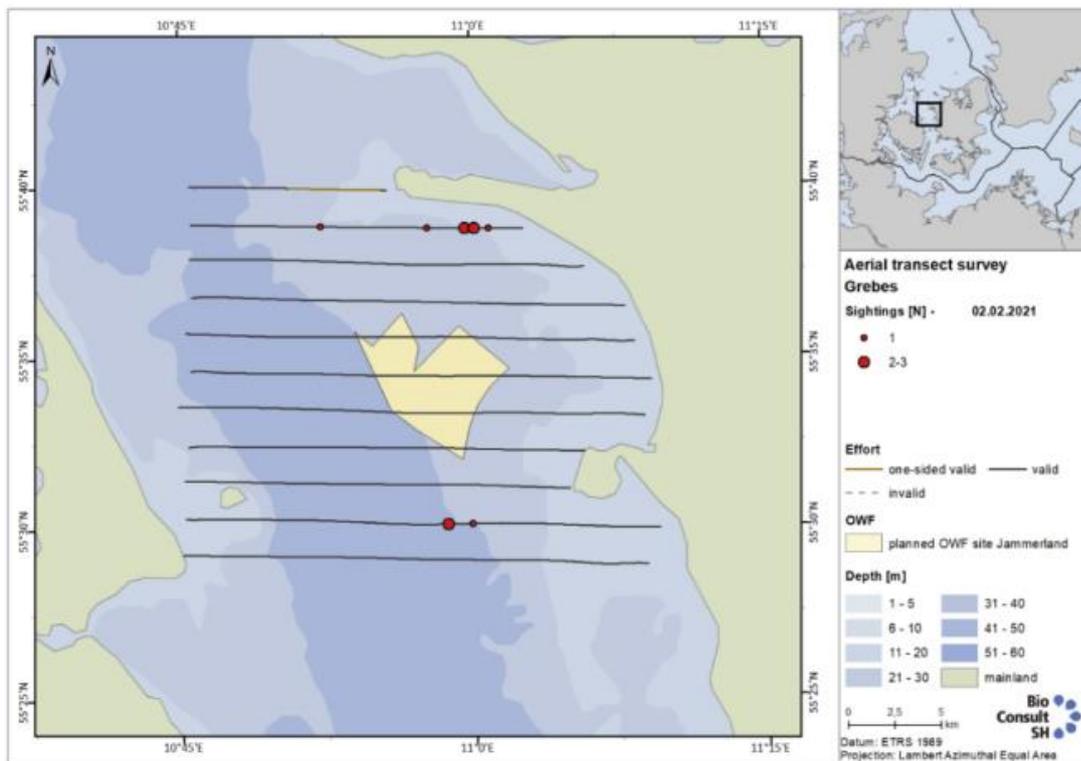


Abbildung 3-7 Anzahl und Verbreitung von Lappentauchern im Zählgebiet am 2. Februar 2021 (BioConsult SH, 2023).

Der *Kormoran* ist als Brutvogel in Dänemark und in unseren Nachbarländern weit verbreitet. Die Art ist auch ein zahlreicher Zugvogel in dänischen Gewässern. Die Brutvögel gehören zur Unterart *P. c. sinensis*, während die

Kormorane, die außerhalb der Brutzeit auftauchen, aus einer Mischung sowohl dänischer Vögel als auch Zugvögeln aus Norwegen (von hier hauptsächlich zur Unterart *P. c. carbo* gehörend), Schweden, Deutschland und anderen Brutgebieten rund um die Ostsee bestehen.

Im gesamten Zählgebiet wurde die Zahl der Kormorane im Februar 2021 auf bis zu 1.800 Vögel und im November 2020 auf 1.600 Vögel geschätzt. In keinem der Jahre wurden nennenswerte Zahlen von Kormoranen im Projektgebiet registriert.

Die biogeografische Population, zu der die in dänischen Gewässern brütenden Kormorane gehören, beträgt etwa 700.000–800.000 Vögel (Summe der Unterarten *P. c. carbo* und *sinensis*).

Vor diesem Hintergrund wird geschätzt, dass die Zahl der Kormorane im Zählgebiet deutlich unter dem 1 %-Kriterium für international bedeutsame Vorkommen liegt (Tabelle 3.1.4-6).

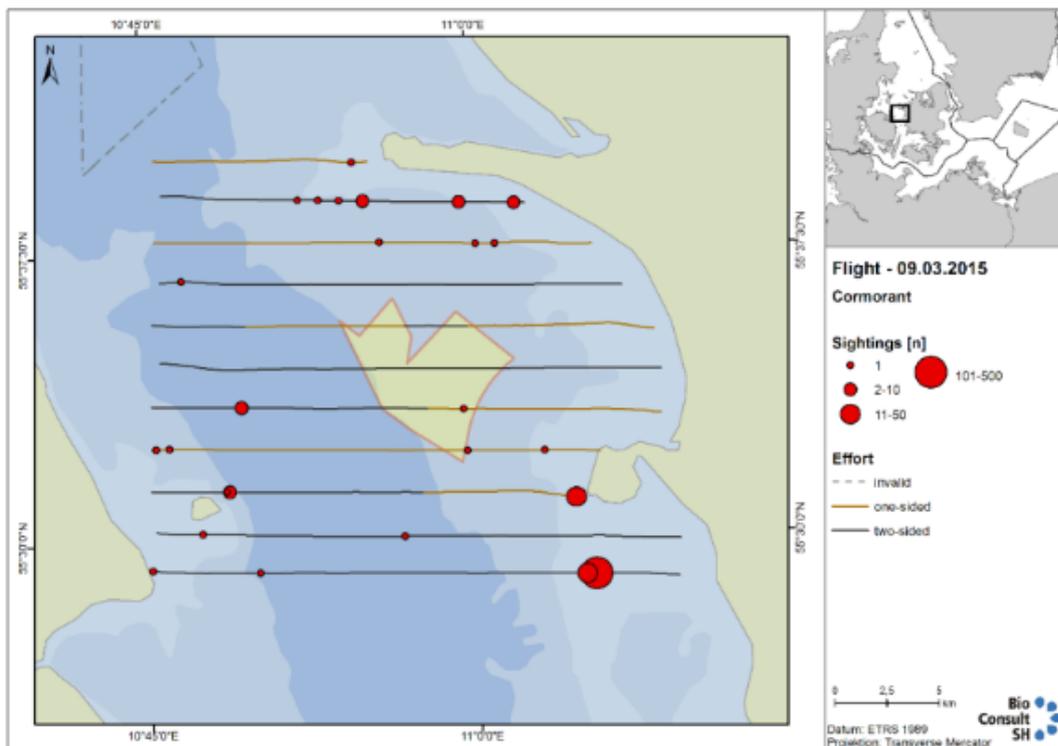


Abbildung 3-8 Anzahl und Verbreitung der Kormorane im Zählgebiet am 9. März 2015 (Orbicon, 2018b).

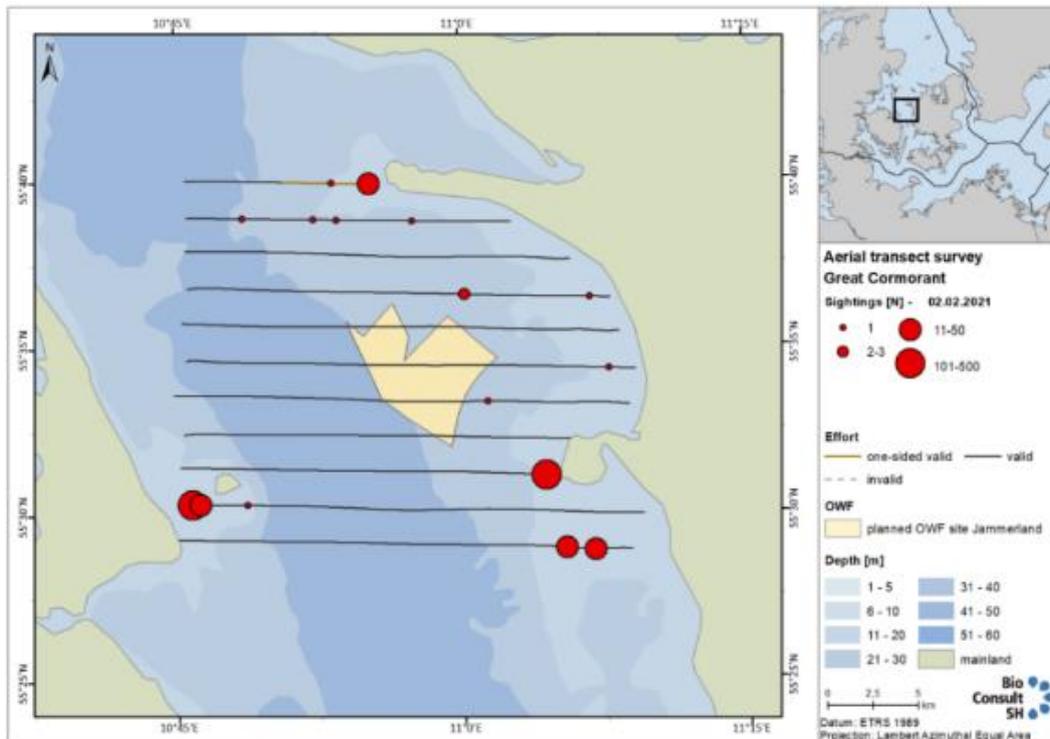


Abbildung 3-9 Anzahl und Verbreitung der Kormorane im Zählgebiet am 2. Februar 2021 (BioConsult SH, 2023)

Sowohl in den Jahren 2014–2015 als auch 2020–2022 war *die Eiderente* die mit Abstand zahlreichste Art im Zählgebiet.

Basierend auf den Ergebnissen der Flugzählungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 wird errechnet, dass bis zu 68–72.000 Eiderenten, entsprechend etwa 12 % der biogeografischen Bevölkerung, im Oktober 2014 und Januar 2022 im Zählgebiet lebten. Bei den späteren Zählungen (2020–2022) wurden im Allgemeinen, mit Ausnahme von Januar 2022, weniger Eiderenten registriert als bei den frühen Zählungen (2014–2015). Dies spiegelt wahrscheinlich den allgemeinen Rückgang der Art als Wintergast in dänischen Gewässern wider, wo Zählungen z. B. bei Hyllekrog an der Südküste Lollands, wohin die meisten dänischen Wintergäste im Frühjahr kommen, einen Rückgang von etwa 410.000 Vögel im Zeitraum 2009-2012 auf 228.000 im Jahr 2017 (Berg & Bregnballe, 2020) verzeichneten. Allerdings liegt die Zahl der Eiderenten im Zählgebiet sowohl im Zeitraum 2014-2015 als auch 2020-2022 in mehreren Zählungen deutlich über dem 1 %-Kriterium von 7.200 Vögeln. Vor allem im Januar-März und September-Oktober halten sich viele Eiderenten im Zählgebiet im nördlichen Großen Belt auf.

Die Flugzählungen zeigen, dass vor allem die Meeresgebiete südwestlich von Asnæs, um Romsø und südlich von Reersø für Eiderenten wichtig sind, während sich weniger Vögel im Projektgebiet aufhalten (Abbildung 3-13 bis Abbildung 3-12). Die bevorzugten Standorte decken sich weitgehend mit Gebieten mit hoher Miesmuscheldichte am Meeresboden (Orbicon, 2018b), das Lieblingsfutter der in dänischen Gewässern überwinternden Eiderenten.

Epifauna-Studien, die im größeren Untersuchungsgebiet im Jahr 2014 und im kleineren Projektgebiet im Jahr 2021 durchgeführt wurden (siehe Hintergrundbericht, (WSP, 2022a) wo die Ergebnisse der beiden Studien verglichen werden), zeigten eine begrenzte und fragmentierte Verbreitung von Miesmuscheln im

Projektgebiet, jedoch eine höhere Abdeckung in den Teilen des ursprünglichen Untersuchungsgebiets, das später ausgeschlossen wurde (nördlich und nordöstlich des Projektgebiets).

Innerhalb des aktuellen Projektgebiets und des Landungskorridors gibt es somit keine Gebiete mit einer Bedeckung von 25–100 % mit Miesmuscheln und einer Wassertiefe von weniger als 10 Metern.

Vogeluntersuchungen haben gezeigt, dass Eiderenten hauptsächlich in Wassertiefen <10 m nach Futter suchen (Petersen et al., 2010).

Gebiete mit 1–25 % Muschelbedeckung und Wassertiefen von weniger als 10 Metern und Gebiete mit >25 % Muschelbedeckung und Wassertiefen von 10–20 Metern (etwa 25 % der Eiderenten suchen ihr Futter in Gebieten mit Tiefen von 10–20 m (Petersen et al., 2010)) machen weniger als 0,5 km² aus, was etwa 1 % der Fläche im Projektgebiet und im Landungskorridor entspricht. (Die Abbildungen oben und unten, die die Verbreitung der potenziellen Futtergebiete für Tauchenten innerhalb des Projektgebiets zeigen, gehen aus Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna hervor, auf den verwiesen wird.)

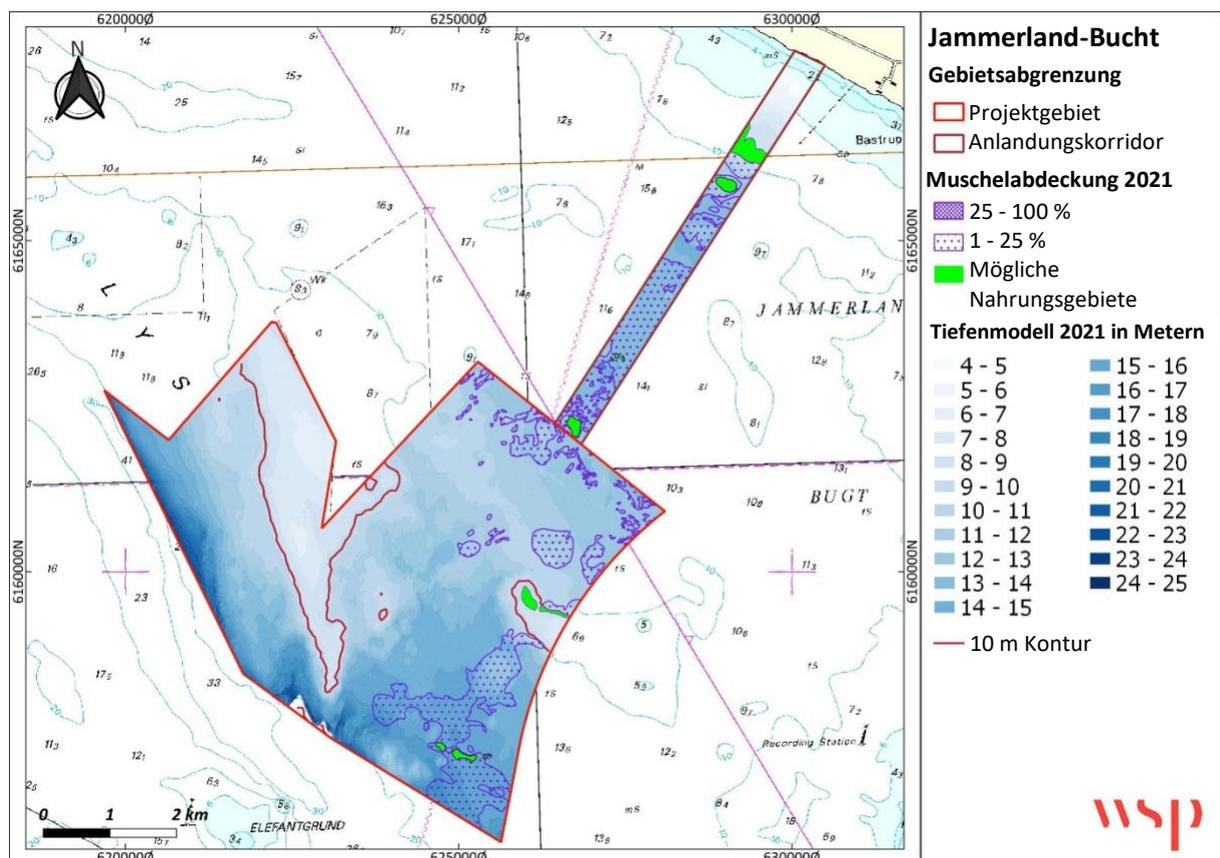


Abbildung 3-10 Mögliche Nahrungsgebiete für Tauchenten im Projektgebiet und Landungskorridor.

Die geringe Anzahl an Eiderenten vor allem im westlichen Teil des Projektgebiets wird daher auf die geringen Miesmuscheldichten zurückgeführt, die in den meeresbiologischen Untersuchungen 2014 und 2021 festgestellt wurden.

Die großen Vorkommen der Eiderenten im Zählgebiet beschränken sich auf die Herbst- und Wintermonate, während die Zahl im Frühjahr und Sommer geringer ist. Die Art kommt in dem Gebiet das ganze Jahr über vor, da eine kleinere Anzahl von Eiderenten von Ende Juni bis September auch den nördlichen Großen Belt als Mauergebiet nutzt.

Die Eiderente ist auf der Internationalen Roten Liste der IUCN als „EN“ = gefährdet und auf der dänischen Roten Liste als „NT“ = nahezu gefährdet aufgeführt (Institut for ecoscience , 2019).

Im Zusammenhang mit der Berichterstattung nach Artikel 127 im Jahr 2019 (Fredshavn, et al., 2019) wurde die Populationsentwicklung der Eiderente im langen Zeitraum von 1968 bis 2020 als unsicher und für den kurzen Zeitraum von 2004 bis 2020 als stabil eingeschätzt, möglicherweise mit einem geringfügigen Rückgang und einigen jährlichen Schwankungen. Bei der letzten Zählung zur Mitte des Winters im Jahr 2020 wurden in Dänemark schätzungsweise 428.700 überwinternde Eiderenten gefunden (Holm, et al., 2021), Abbildung 3-16.

Die Teilpopulation der Eiderenten, zu der die dänischen Vögel gehören, wird auf 560.000 – 920.000 Vögel geschätzt (Wetlands International, 2022).

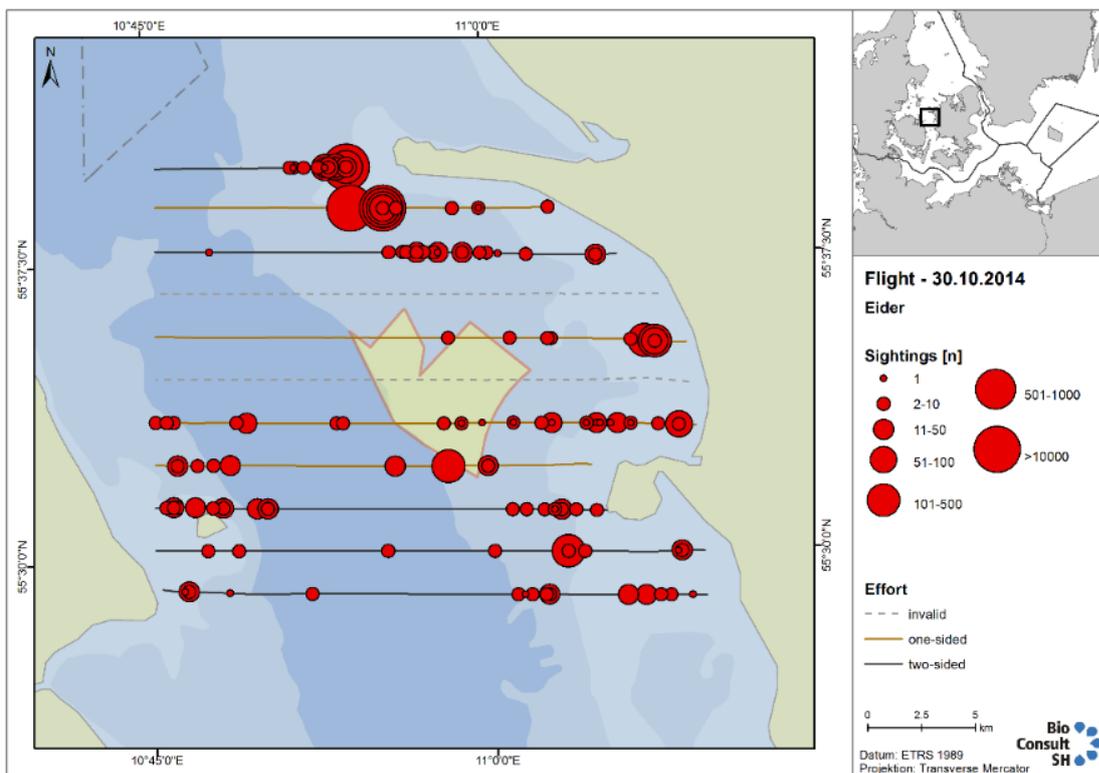


Abbildung 3-11 Anzahl und Verbreitung von Eiderenten im Zählgebiet am 30. Oktober 2014 (Orbicon, 2018b).

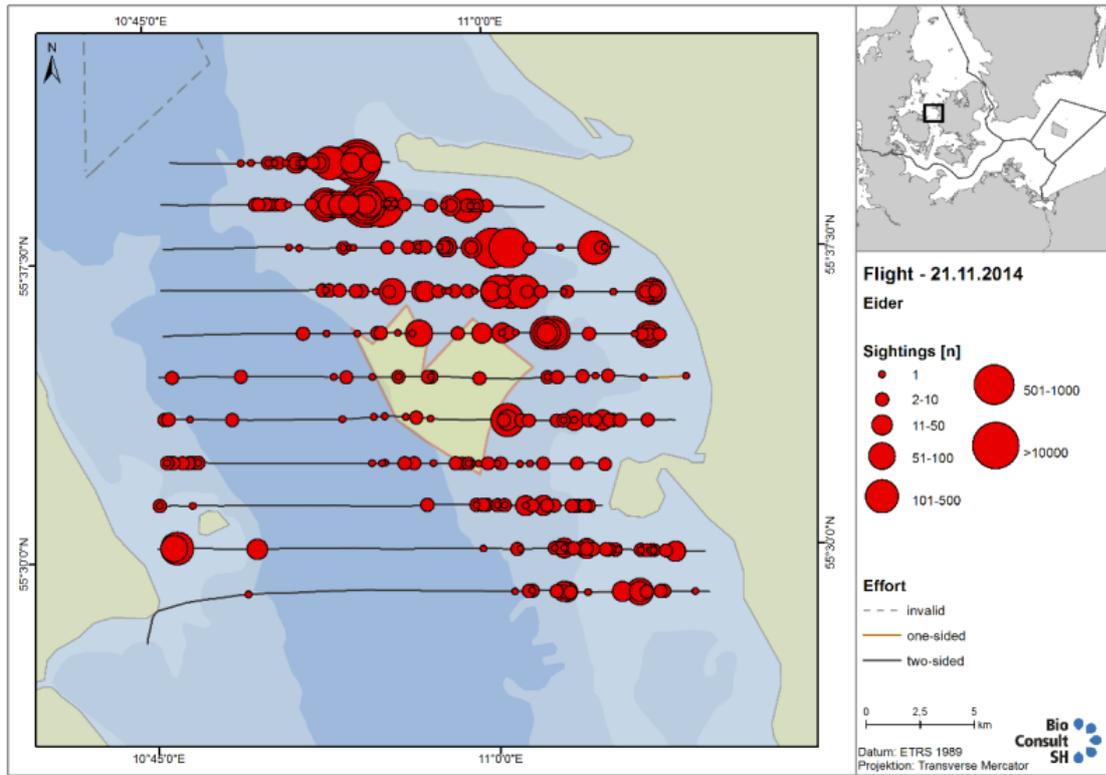


Abbildung 3-12 Anzahl und Verbreitung von Eiderenten im Zählgebiet am 21. November 2014 (Orbicon, 2018b).

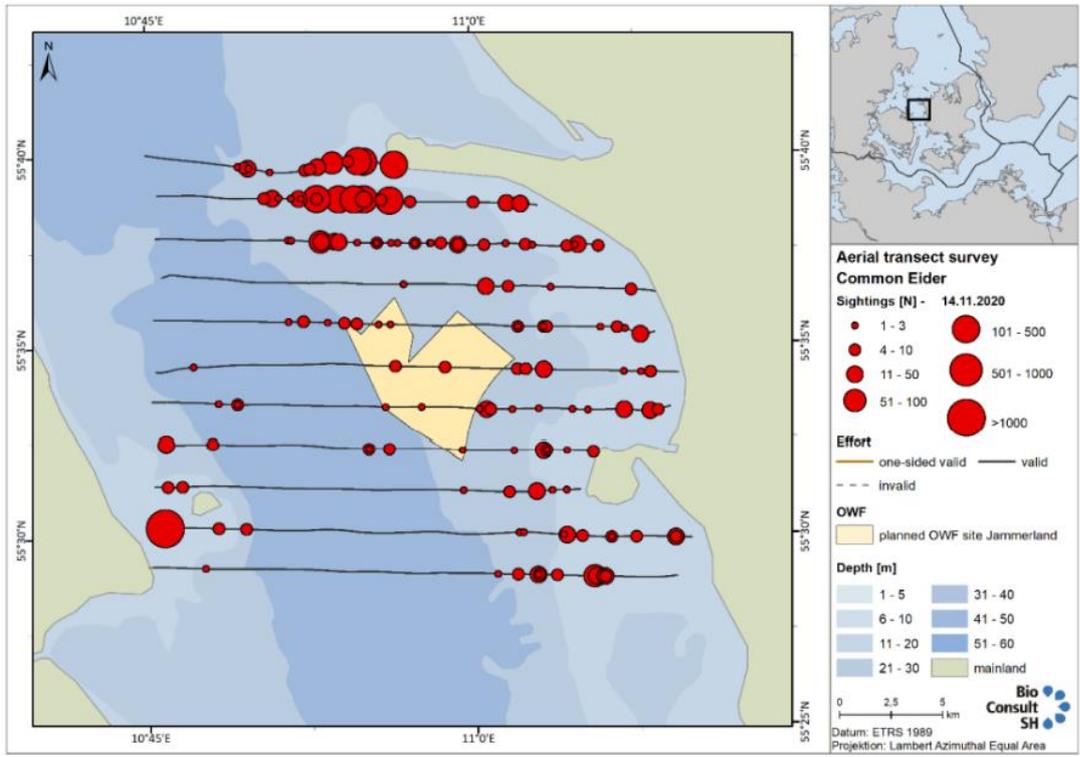


Abbildung 3-13 Anzahl und Verbreitung von Eiderenten im Zählgebiet am 14. November 2020 (BioConsult SH, 2023).

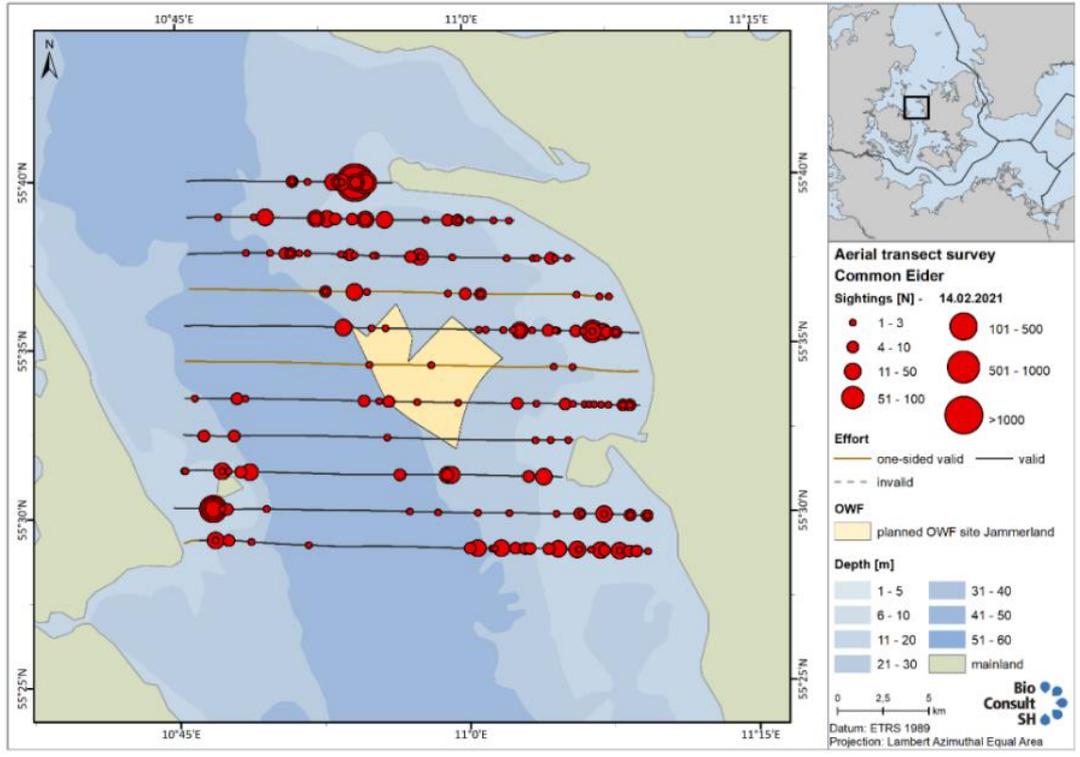


Abbildung 3-14 Anzahl und Verbreitung von Eiderenten im Zählgebiet am 14. Februar 2021 (BioConsult SH, 2023).

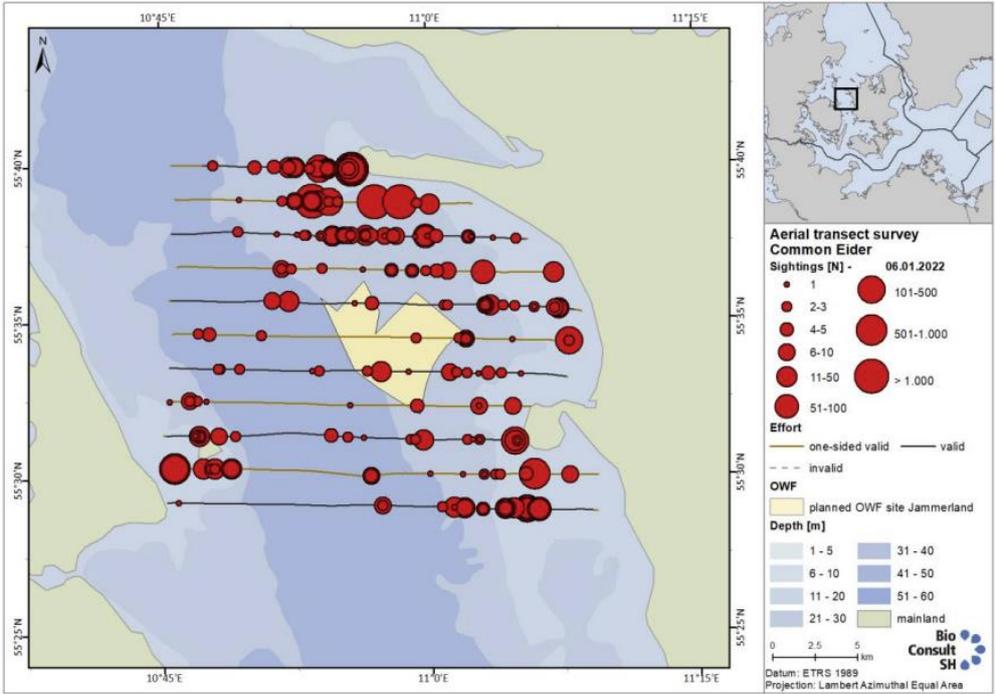


Abbildung 3-15 Anzahl und Verbreitung von Eiderenten im Zählgebiet am 6. Januar 2022. (BioConsult SH, 2023).

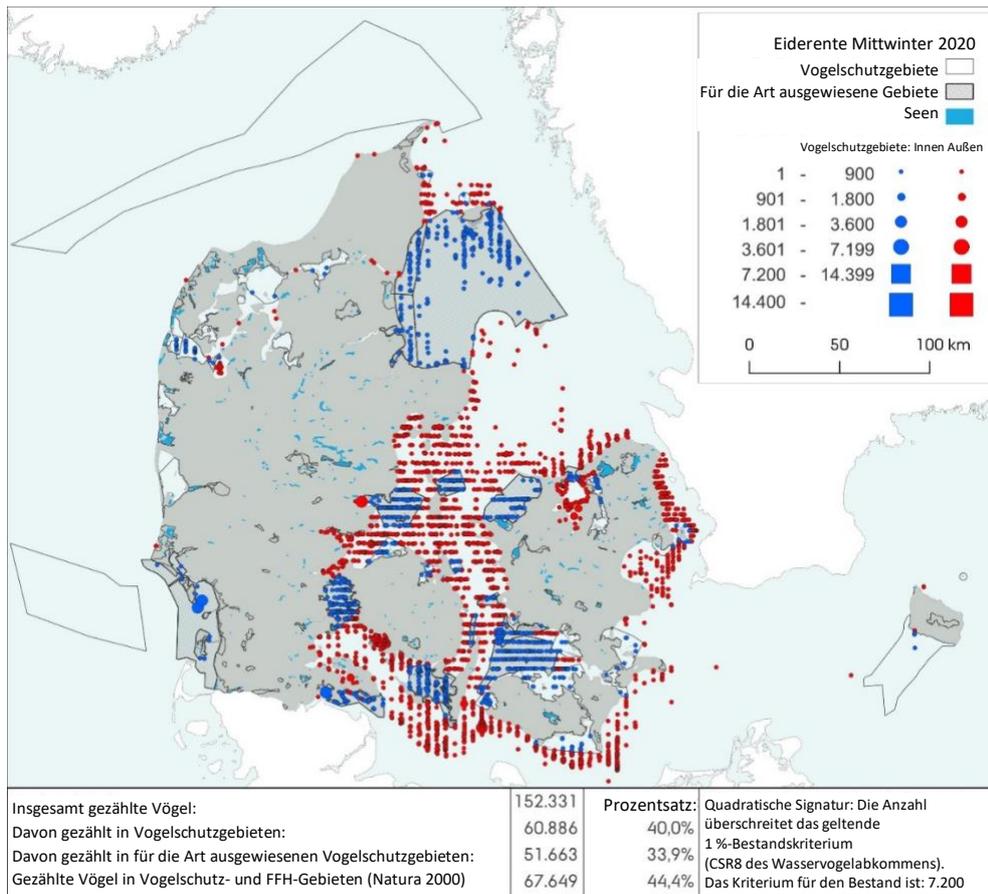


Abbildung 3-16 Verteilung der 152.331 Eiderenten, die im Rahmen der Mittwinterzählung 2020 gezählt wurden (Holm, et al., 2021)

Die *Trauerente* ist nach der Eiderente die zahlreichste Art, die bei den Flugzählungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 beobachtet wurde. Im Zeitraum 2014–2015 wurden die meisten Trauerenten im November registriert, insgesamt wurden auf den Transekten 2.574 Vögel gezählt. Im Zeitraum 2020–2022 wurden am 13. Dezember 2020 fast 10.000 Trauerenten und am 23. März 7.500 Trauerenten beobachtet (BioConsult SH, 2023). Die hohe Zahl im Dezember fällt mit der Zeit der Hauptmigration in dänische Gewässer zusammen (Kayser & Jensen, 2022), und die geringere Zahl in den folgenden Monaten könnte darauf hindeuten, dass sich viele der Trauerenten nur kurze Zeit im Zählgebiet aufgehalten haben, bevor sie weiter in Richtung Kattegat und Nordsee zogen. Die hohe Zahl Ende März fällt auch mit der Zeit zusammen, in der viele Trauerenten durch dänische Gewässer ziehen, allerdings in umgekehrter Richtung in die Ostsee.

Berechnet als Durchschnitt aller Zählungen übersteigt die berechnete Anzahl Trauerenten im Zählgebiet im März und November–Dezember das 1 %-Kriterium (7.500 Vögel).

Die Verbreitung der Trauerenten im Zählgebiet im Jahr 2014–2015 stimmte in etwa mit der Verbreitung der Eiderenten überein, mit besonders großen Zahlen in Asnæs und im Gebiet nördlich und nordöstlich des Projektgebiets (Abbildung 3-17). Dies kann darauf zurückzuführen sein, dass in diesem Gebiet ein höherer Bedeckungsgrad für Muscheln vorhanden ist als im Projektgebiet (einschließlich tatsächlicher Muschelbänke mit einem Bedeckungsgrad von über 25 % im Flachwasser). (WSP, 2022a).

Ein ähnliches Muster war im Zeitraum 2020–2022 nicht zu beobachten (Abbildung 3-18 bis Abbildung 3-21), wo die Trauerenten in den flachen Bereichen der Jammerland-Bucht, östlich des Fahrwassers in der Mitte des Großen Belts, gleichmäßiger verteilt waren. Die Trauerenten wurden hauptsächlich im nördlichen und östlichen Teil des Projektgebiets beobachtet, bei der Zählung am 23. März 2021 (Abbildung 3-20) hielten sich in der gesamten Jammerland-Bucht, einschließlich des größten Teils des Projektgebiets, zahlreiche Trauerenten auf.

Wie bei den Eiderenten sind Muscheln ein bevorzugtes Futter für Trauerenten. Hauptsächlich, wenn die Muscheln in Tiefen unter 10 Metern liegen, wobei 15–18 % (basierend auf Vogelbeobachtungen) der Trauerenten in den Tiefenbereich von 10–14 Metern (Petersen I. , et al., 2010) tauchen. Derartige Flächen kommen im Projektgebiet nur in begrenztem Umfang vor (unter 0,5 km², entsprechend 1 % der Projektfläche) und nur im Landungskorridor und im östlichen Teil des Projektgebiets (vgl. Abbildung 3-10 und detaillierte Beschreibungen im Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna).

Da es im Projektgebiet relativ kleine Gebiete mit hoher Muscheldichte gibt, ist es wahrscheinlich, dass sich die Trauerenten nur für einen kürzeren Zeitraum im Projektgebiet aufhalten, bevor die Nahrungsressourcen aufgebraucht sind.

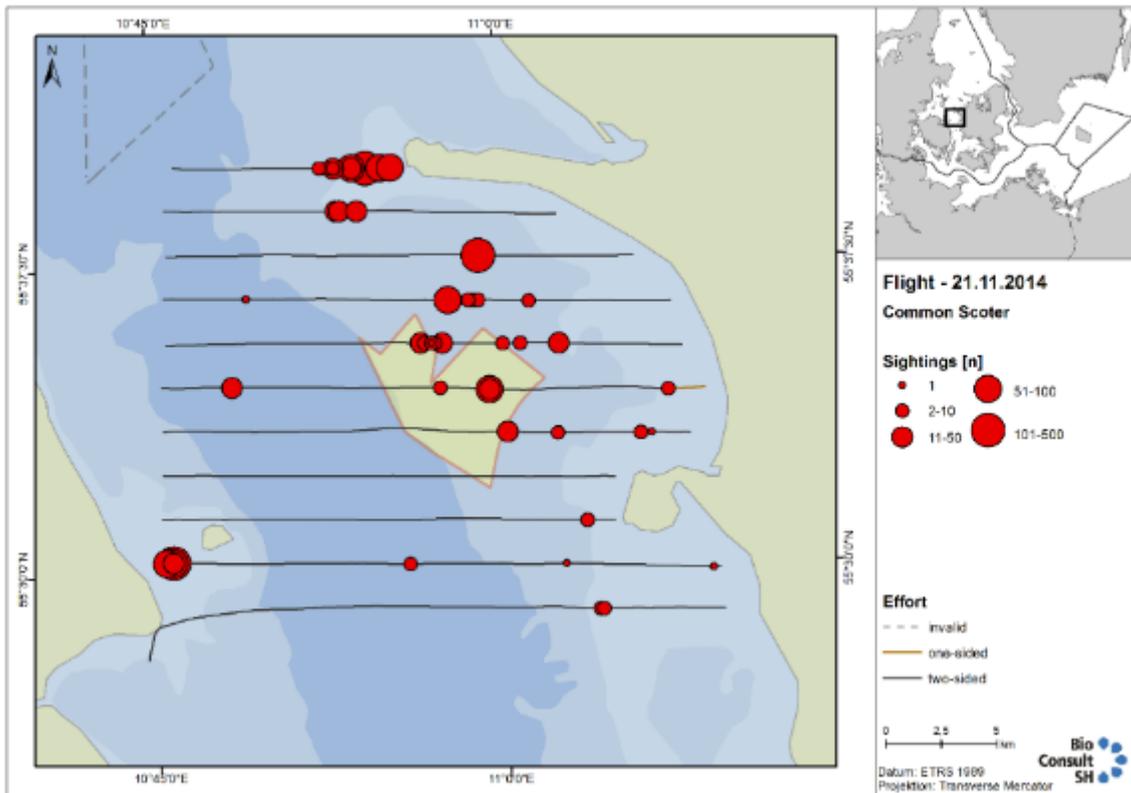


Abbildung 3-17 Anzahl und Verbreitung von Trauerenten im Zählgebiet am 21. November 2014 (Orbicon, 2018b).

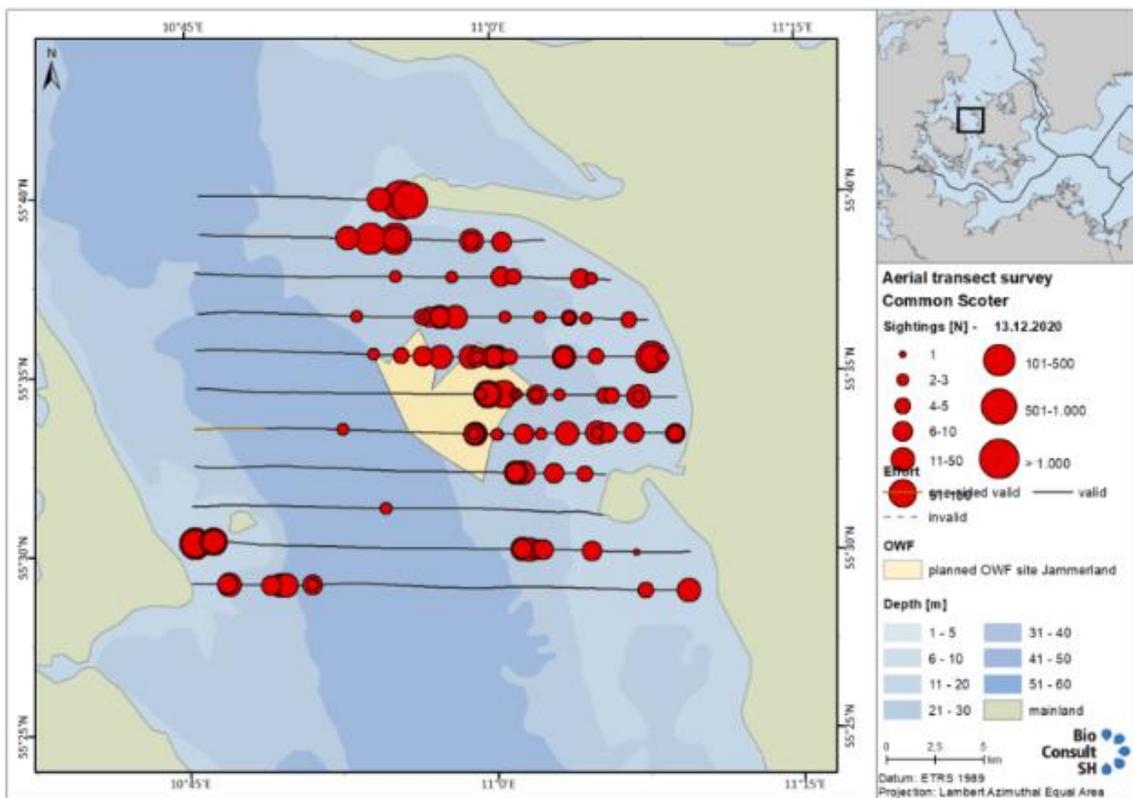


Abbildung 3-18 Anzahl und Verbreitung von Trauerenten im Zählgebiet am 13. Dezember 2020 (BioConsult SH, 2023).

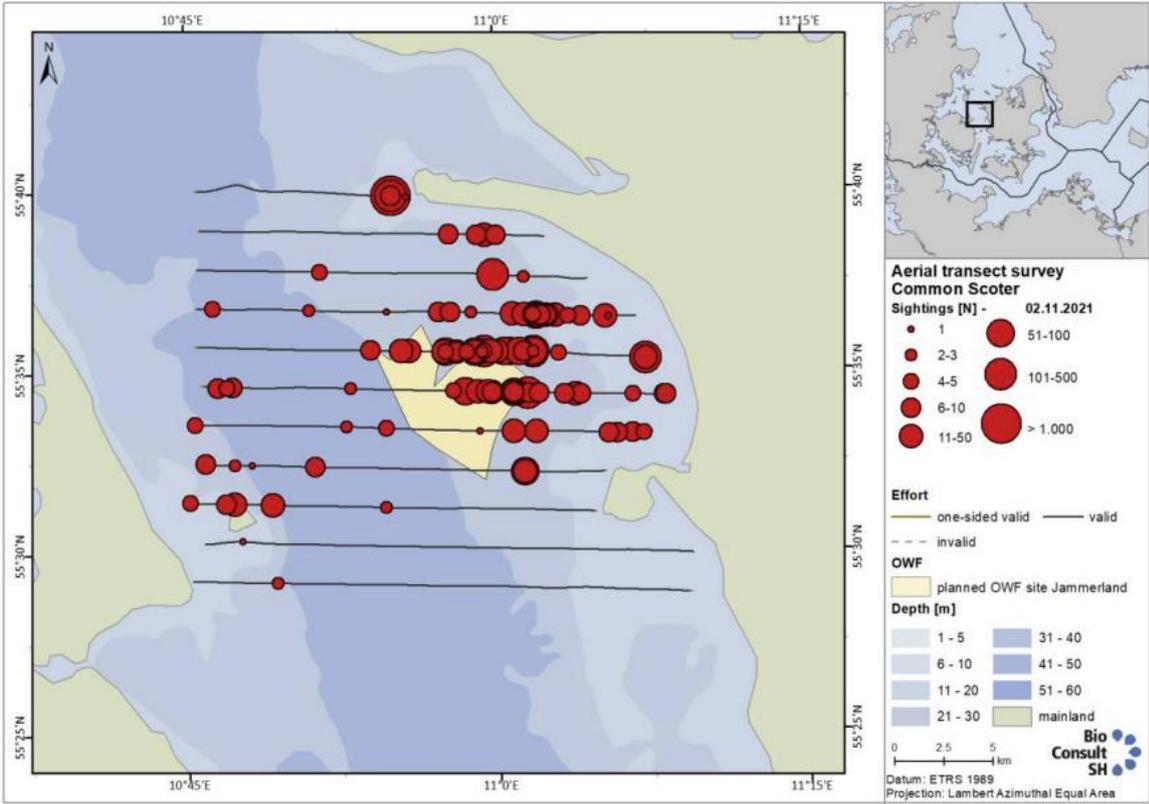


Abbildung 3-19 Anzahl und Verbreitung von Trauerenten im Zählgebiet am 2. November 2021 (BioConsult SH, 2023).

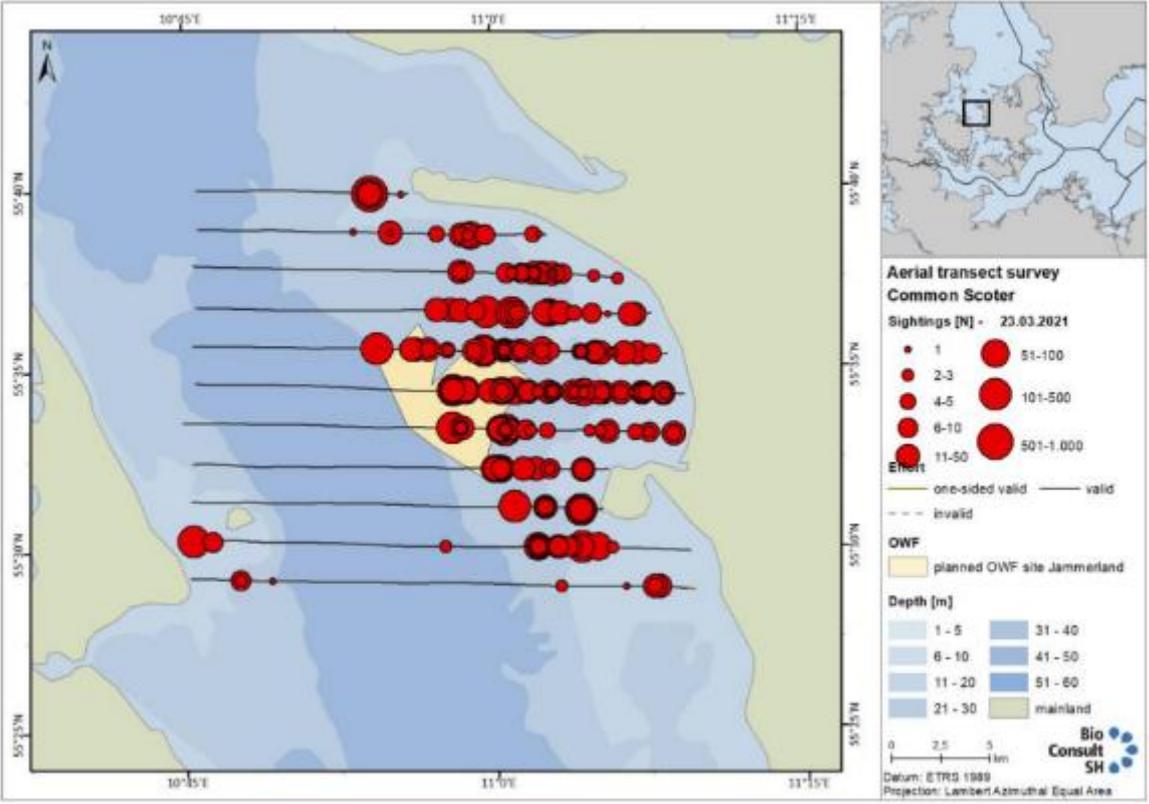


Abbildung 3-20 Anzahl und Verbreitung von Trauerenten im Zählgebiet am 23. März 2021 (BioConsult SH, 2023).

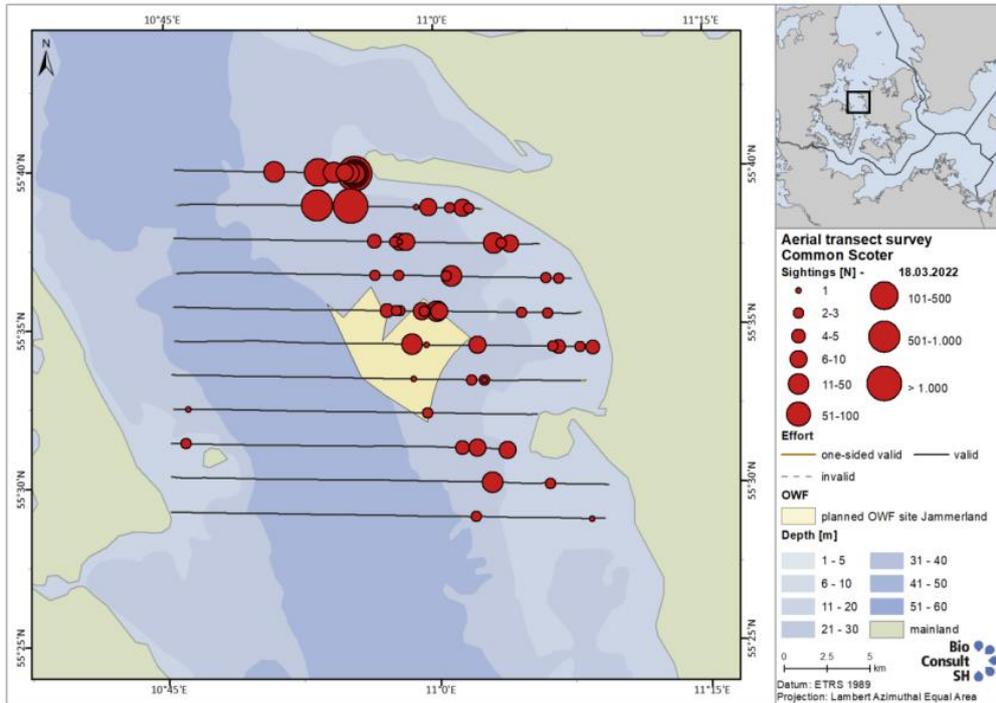


Abbildung 3-21 Anzahl und Verbreitung von Trauerenten im Zählgebiet am 18. März 2022. (BioConsult SH, 2023).

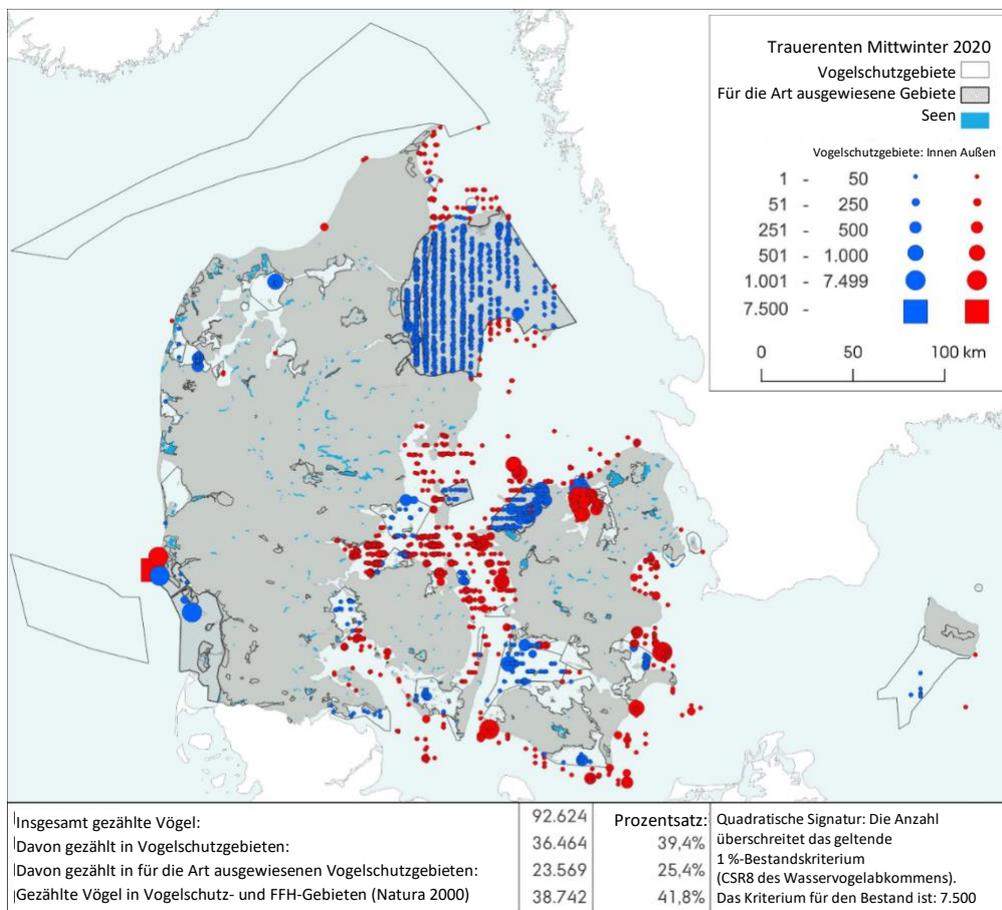


Abbildung 3-22 Verbreitung von 92.624 Trauerenten bei der Mittwinterzählung im Jahr 2020 (Holm, et al., 2021)

Die dänischen Gewässer stellen das absolut wichtigste Überwinterungsgebiet für die westeuropäische Winterpopulation der Trauerente dar, da 50–75 % dieser Population in dänischen Gewässern lebt. Früher hauptsächlich im Kattegat und in der Nordsee vor dem Wattenmeer, in den letzten Jahren jedoch zunehmend verteilt auf die dänischen Gewässer (Abbildung 3-22). Es können 500.000 Vögel im Kattegat bzw. 100.000 Vögel in der Nordsee vor dem Wattenmeer vorkommen (DOF-basen, 2021).

Auf der internationalen Roten Liste der IUCN wird die Trauerente als „LC“ geführt, d. h. nicht bedroht, auf der neuesten dänischen Roten Liste wird (Institut for ecoscience , 2019) die Trauerente jedoch als Zugvogel als „DD“ (Data Deficient) gelistet, d. h. dass es nicht genügend Daten gibt, um den Zustand der Art zu beurteilen.

Im Zusammenhang mit der Artikel-17-Berichterstattung im Jahr 2019 (Fredshavn, et al., 2019) wurde die Bestandsentwicklung im langen Zeitraum von 1987 bis 2016 als unsicher und im kurzen Zeitraum von 2004 bis 2017 als rückläufig eingeschätzt. Für einen kürzeren Zeithorizont deuten die Daten darauf hin, dass die überwinternde Population in dänischen Binnengewässern von 400.000 Vögeln im Jahr 2008 auf unter 200.000 in den Jahren 2013 und 2016 und im Jahr 2020 auf etwa 200.000 gesunken ist.

Ein Teil der Abweichungen könnte jedoch darauf zurückzuführen sein, dass sich die Vögel frei bewegen und nicht durch nationale Grenzen eingeschränkt sind. Die Vögel des großen Bestands in der südlichen Nordsee befinden sich bspw. teilweise in deutschen Gewässern, die nicht von den dänischen Zählungen erfasst werden (Holm, et al., 2021).

Die Bestandsschätzung für die Population der Trauerente in Nordwesteuropa liegt bei 687.000 bis 815.000 Vögeln (Wetlands International, 2022). Allerdings kann die tatsächliche Anzahl der Vögel in der Population höher sein als diese Schätzung, da das primäre Überwinterungsgebiet der Art nicht koordiniert gezählt wird und nationale Gesamtzahlen aus einzelnen Ländern höhere Zahlen anzeigen. Es wurden z. B. in der Herbstsaison 2019 allein am Kap Pöösaspea in Estland 923.981 Zugvögel registriert (Ellermaa & Lindén, 2020), und da die Art auch nachts wandern kann, ist es wahrscheinlich, dass die Flugwegpopulation höher ist als die Schätzung von 2018 (Holm, et al., 2021). Zugzählungen in Estland im Zeitraum 2004-2019 haben dokumentiert, dass eine deutlich steigende Zahl von Trauerenten aus dem großen russischen Brutbestand in die Ostsee einwandert (Ellermaa & Lindén, 2020). Die scheinbar sinkende Zahl der im gleichen Zeitraum in dänischen Gewässern überwinternden Vögel könnte darauf hindeuten, dass immer mehr Trauerenten in der Ostsee selbst überwintern, möglicherweise aufgrund der abnehmenden Eisfläche im Winter.

Die Jammerland-Bucht, in der sich das Projektgebiet befindet, wurde bisher nicht als wichtiges Rastgebiet für Trauerenten identifiziert. Im Jahr 2015 veröffentlichte der Dänische Ornithologische Verband (DOF) einen Bericht mit dem Titel „Status und Entwicklungstrends für Dänemarks internationale wichtige Vogelgebiete (IBAs)“, in dem die Jammerland-Bucht nicht erwähnt wird. Der Bericht war Teil eines größeren BirdLife-Projekts, das weltweit Gebiete von großer Bedeutung für Vogelpopulationen identifiziert und beschreibt (Wetlands International, 2022).

Im Jahr 2016 führte DCE (Universität Aarhus) eine Auswertung des Berichts durch, um die Notwendigkeit der Ausweisung neuer dänischer Vogelschutzgebiete zu beurteilen und dabei auch zu prüfen, ob Gebiete außerhalb der ausgewiesenen IBA-Gebiete und Vogelschutzgebiete für die Ausweisung neuer Vogelschutzgebiete für nicht brütende Arten in Frage kommen könnten. Auch in diesem Bericht wird die Jammerland-Bucht nicht als Gebiet von internationaler Bedeutung für Trauerenten oder andere Arten rastender Wasservögel identifiziert (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016).

Die im Zeitraum 2020-2022 im Vergleich zu 2014-2015 höhere Zahl der Trauerenten lässt darauf schließen, dass die Trauerenten in den letzten Jahren begonnen haben, häufiger in dänischen Gewässern zu überwintern, und dass nun mehr Vögel im nördlichen Großen Belt überwintern und sich insbesondere dort in großer Anzahl (wahrscheinlich für kurze Zeit) im Zusammenhang mit dem Frühjahrs- und Herbstzug aufhält.

Bei den meisten Flugzählungen wurden *Samtenten* in relativ geringer Anzahl gefunden. Die höchste Zahl der im Zählgebiet beobachteten Samtenten betrug 256 Vögel am 21. November 2014, 155 Vögel am 15. Mai 2021 und 1.046 Vögel im Januar 2022. Die größte berechnete Anzahl von Samtenten im Zählgebiet liegt in der Größenordnung von 1.300–1.400 Vögeln (Tabelle 3.1.3-). Im Gegensatz zu Eiderenten und Trauerenten wurde in beiden Saisons der Großteil der Samtenten außerhalb des Projektgebiets und relativ nahe der Küste in der Jammerland-Bucht selbst registriert (Abbildung 3-23 Zu Abbildung 3-25 Abbildung 3-24 Abbildung 3-23).

Die errechnete maximale Anzahl rastender Samtenten im Zählgebiet liegt deutlich unter dem 1 %-Kriterium für ein international bedeutsames Vorkommen (4.000 Vögel). Aus heutiger Sicht wird die Jammerland-Bucht daher nicht als von internationaler Bedeutung für Samtenten angesehen. Die Samtente ist auf der internationalen Roten Liste der IUCN als „VU“ = gefährdet und auf der dänischen Roten Liste als „NT“ = nahezu gefährdet aufgeführt (Institut for ecoscience , 2019).

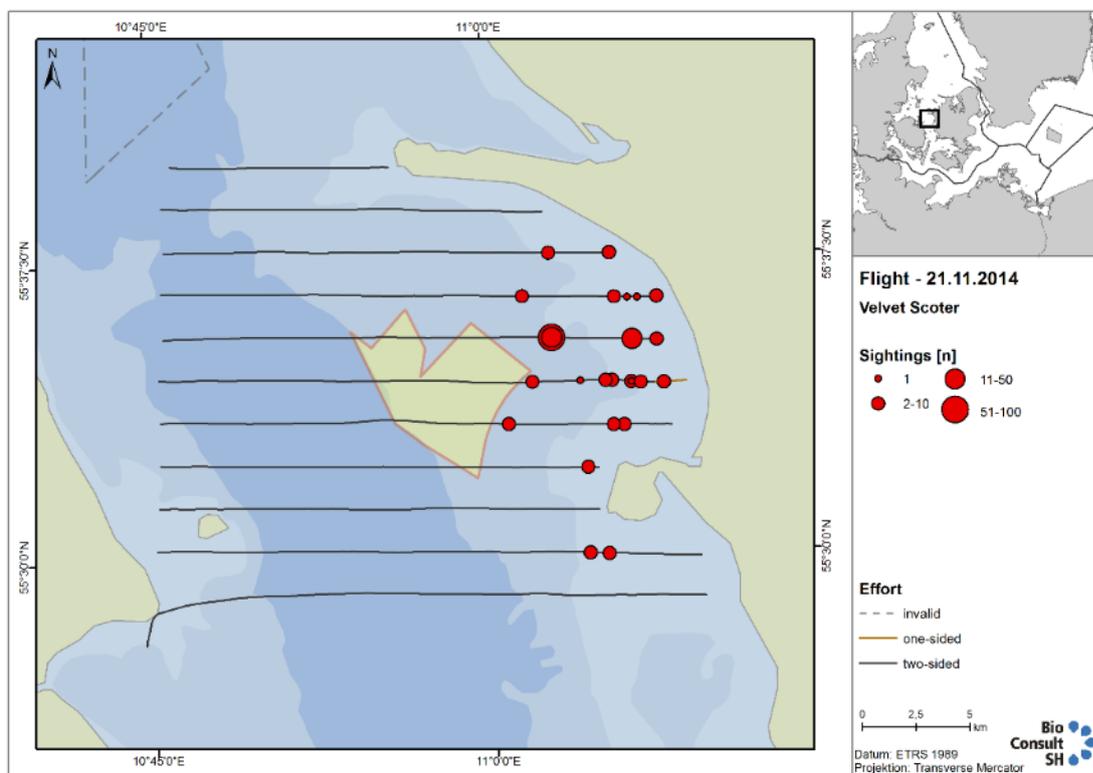


Abbildung 3-23 Anzahl und Verbreitung von Samtenten im Zählgebiet am 21. November 2014 (Orbicon, 2018b).

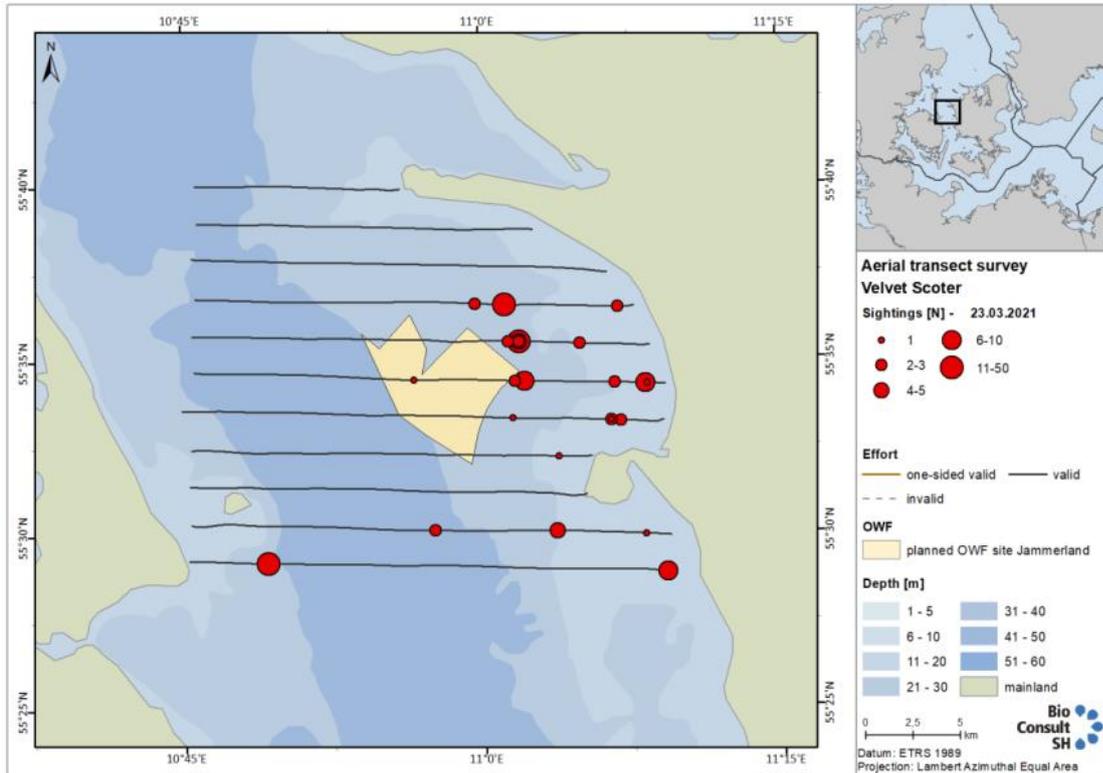


Abbildung 3-24 Anzahl und Verbreitung von Samtenten im Zählgebiet am 23. März 2021 (BioConsult SH, 2023).

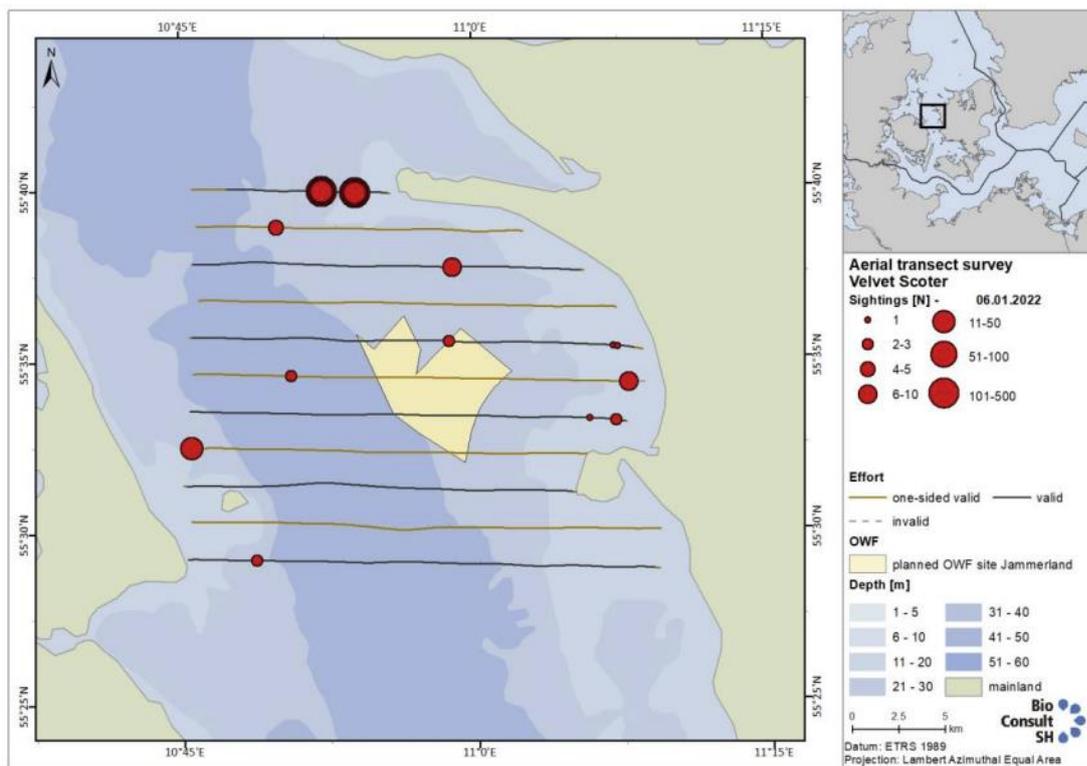


Abbildung 3-25 Anzahl und Verbreitung von Samtenten im Zählgebiet am 6. Januar 2022. (BioConsult SH, 2023)

Sturm- und *Silbermöwen* wurden bei den Flugzählungen in errechneten Zahlen von bis zu etwa 2.000 Vögel im Zählgebiet gefunden (Tabelle 3.1.3-).

Mantelmöwen wurden im November 2014 in einer berechneten Anzahl von bis zu 164 Vögeln gefunden. Im Zeitraum 2020–2022 wurden so niedrige Zahlen beobachtet, dass keine Dichten berechnet wurden (BioConsult SH, 2023). Darüber hinaus wurde bei den Zählungen eine kleine Anzahl *Silbermöwen*, *Lachmöwen* und *Zwergmöwen* (nur 2014–2015) sowie einzelne Seeschwalben gesichtet.

Für alle Möwen- und Seeschwalbenarten werden die Vorkommen im Hinblick auf das 1 %-Kriterium als unbedeutend bewertet (*Sturmmöwe*: 16.400 Vögel, *Silbermöwe*: 14.400 Vögel, *Mantelmöwe*: 4.200 Vögel) für international bedeutsame Vorkommen.

Bei den Flugzählungen 2014-2015 und 2020-2022 wurde eine geschätzte Anzahl von bis zu etwa 1.300 *Alken*, *Trottellummen* und *Teisten* registriert. Die Vögel waren über das gesamte Zählgebiet verbreitet, meist jedoch weit von der Küste entfernt. Innerhalb des Projektgebiets wurden einige Individuen beobachtet.

Da das Kriterium für ein international bedeutsames Vorkommen der Trottellumme bei 23.500 Vögeln liegt (Bird Life International, 2022b), liegen die Vorkommen von Alken im Zählgebiet deutlich unter dem 1 %-Kriterium für ein international bedeutsames Vorkommen.

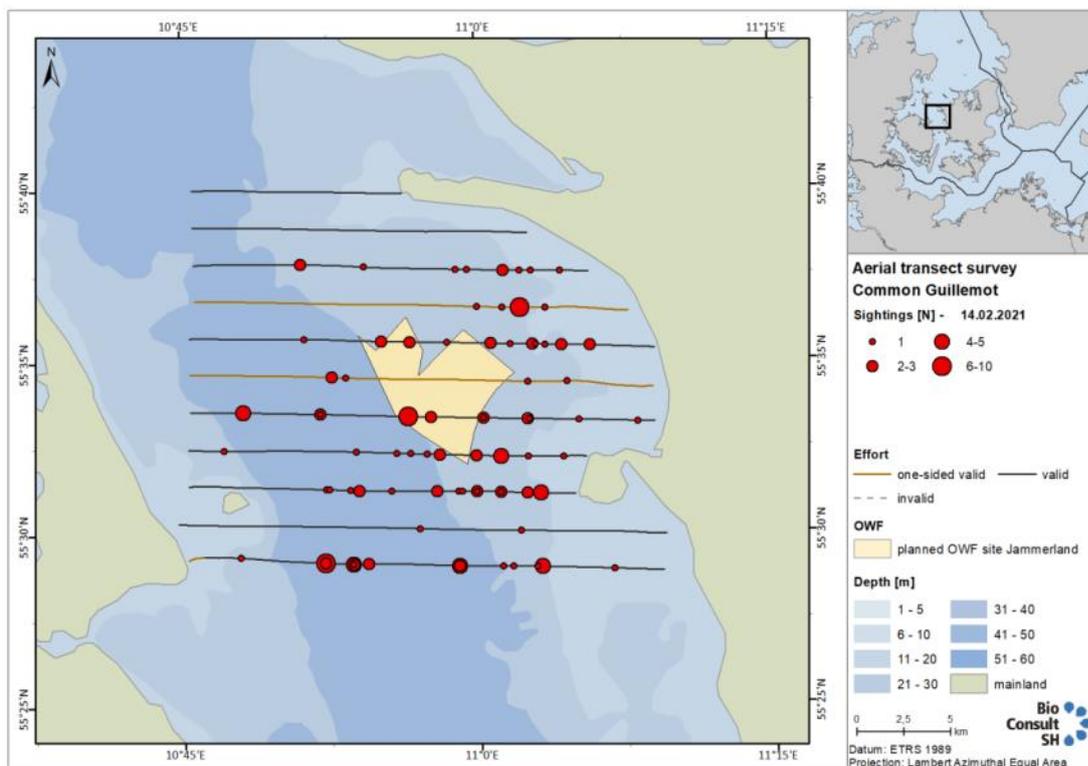


Abbildung 3-26 Anzahl und Verbreitung von Trottellummen im Zählgebiet am 14. Februar 2021 (BioConsult SH, 2023).

3.1.4 Umwelteinflüsse

3.1.4.1 Bauphase

3.1.4.1.1 Zugvögel

Auf See könnten die Bauarbeiter im Zusammenhang mit der Errichtung von Monopiles und Windenergieanlagen sowie dem Verlegen/Einpflügen von Seekabeln Störungen verursachen, darunter Lärm durch Schifffahrt und die Anwesenheit von Bauschiffen.

Die Störung wird während des Zeitraums auftreten, in dem die Bauarbeiten stattfinden, voraussichtlich über einen Zeitraum von zwei Jahren, jedoch nicht durch ununterbrochene Arbeiten während des gesamten Zeitraums. Zugvögel passieren Dänemark im März und Mai auf ihrem Weg nach Norden und Osten und im September und November auf ihrem Weg nach Süden und Westen. Die Wasservogelwanderung, einschließlich der lokal wandernden überwinternden Wasservögel, wird sich auf den Zeitraum Oktober bis April konzentrieren. Es wird eingeschätzt, dass Störungen durch die Bauarbeiten nur geringe Auswirkungen auf Zugvögel haben, die möglicherweise durch die Baugebiete ziehen.

Nachtziehende kleine Vögel können in Situationen mit schlechter Sicht vom Licht angelockt werden. Es wird eingeschätzt, dass das Licht von Bauschiffen auf See, die möglicherweise nachts arbeiten, nur geringe Auswirkungen auf Zugvögel hat. Die Auswirkungen sind vorübergehend, lokal und die Belastung gering, eine erhebliche Beeinträchtigung der Bestände gilt als völlig ausgeschlossen.

Barrierewirkung und Kollisionsgefahr aufgrund des Vorhandenseins von Windenergieanlagen entstehen in der Bauphase, wenn die Anlagen errichtet werden und in die Betriebsphase übergehen. Während der Bauphase drehen sich die Rotorblätter jedoch nicht und die Auswirkungen sind daher geringer. Die Auswirkungen werden daher während der Betriebsphase vollständig berücksichtigt.

Eine zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen der Bauphase auf Zugvögel (die Auswirkungen sind unabhängig von der Wahl des bevorzugten Projekts, Alternative 1 oder Alternative 2, gleich) finden Sie in Tabelle 3.1.4-1.

Tabelle 3.1.4-1 Gesamtauswirkungen in der Bauphase auf Zugvögel.

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen (Bevorzugt, Alternative 1, Alternative 2)
Störung	Zugvögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
Licht	Zugvögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig

¹ Worst-Case-Szenario: Arten im Anhang I der Vogelschutzrichtlinie

3.1.4.1.2 Rastende Vögel

Rastende Vögel können ebenso wie Zugvögel im Zusammenhang mit der Errichtung von Monopiles und Windenergieanlagen sowie dem Verlegen/Einpflügen von Seekabeln durch die Bauarbeiten gestört werden (u. a. durch Schifflärm).

Die Störung kann dazu führen, dass die Rastvögel aus dem Baugebiet verdrängt werden. Der Verdrängungseffekt aufgrund von Störungen und Lärm im Arbeitsbereich wird in der Bauphase größer sein als in der Betriebsphase (aufgrund der höheren Aktivität), die Störungen in der Bauphase werden jedoch während

der zwei Jahre der Dauer der Bauarbeiten vorübergehend sein, und erfolgen nicht kontinuierlich während des gesamten Zeitraums, sondern jeweils in kleineren Bereichen, da nicht im gesamten Bereich auf einmal gearbeitet wird.

Der Lebensraum der Rastvögel kann durch die Bauarbeiten durch Aufwirbelung von Sedimenten in der Wassersäule und einer evtl. Abdeckung von Nahrungsgebieten beeinträchtigt werden, wenn die Kabel verlegt werden oder wenn Monopiles und Erosionsschutz errichtet werden.

In der Bauphase und wenn die Windenergieanlagen errichtet sind und in die Betriebsphase übergehen, besteht aufgrund des Vorhandenseins von Windenergieanlagen ein Kollisionsrisiko. Die Kollisionsgefahr ist am größten, wenn die Windenergieanlagen in Betrieb sind und die Rotorblätter rotieren. Die Auswirkungen werden daher während der Betriebsphase vollständig berücksichtigt.

Eiderenten und Trauerenten kommen im Winter (Oktober-März) zeitweise in hoher Dichte im Gebiet vor der Spitze von Asnæs und zwischen Asnæs und dem Projektgebiet vor. Bei einer Einzelzählung im März 2021 wurden auch hohe Dichten von Trauerenten innerhalb des Projektgebiets festgestellt.

Auf der Grundlage der ermittelten Dichten rastender Wasservögel in den 27 Flugzählungen, die in den Zeiträumen 2014–2015 und 2020–2022 durchgeführt wurden, wird eingeschätzt, dass Störungen während der Bauphase und die daraus resultierende Verdrängung mittlere *Auswirkungen* auf Seetaucher, Lappentaucher, Eiderenten, Trauerenten, Samtenten und Alken haben. Für Kormorane und Möwen, die durch Schiffsverkehr und Bauarbeiten auf See nicht oder nur in vernachlässigbarem Maße gestört werden, wird die Auswirkung als *gering* eingeschätzt. Die Beurteilung ist unabhängig von der Wahl der bevorzugten Alternative, Alternative 1 oder Alternative 2, dieselbe.

Der Lebensraum der Rastvögel kann durch Sedimentausbreitung und anschließende Sedimentation beeinträchtigt werden.

Es wird eingeschätzt, dass die Sedimentausbreitung, vgl. Abschnitt 8.2 Bodentopographie und Sediment, in einer Entfernung von 250 Metern vom Seekabel ein Hintergrundniveau erreicht und die Sedimentation maximal 27 mm beträgt. Dies kann für einen Zeitraum unmittelbar nach der Verlegung der Kabel zu erhöhten Konzentrationen von Schwebstoffen im Wasser führen, was sich auf die Nahrungssuche von fischfressenden Vögeln wie Seetauchern und Alken auswirken kann, unter anderem weil diese Arten ihre Beute mithilfe ihrer Sehkraft lokalisieren und teils, weil Fische das Gebiet verlassen können. Da sowohl Seetaucher als auch Alken in Gezeitengebieten mit relativ hoher Trübung häufig vorkommen, werden die vorübergehenden Auswirkungen von Baumaßnahmen auf die Nahrungssuche der Vögel als vernachlässigbar angesehen.

Die anschließende Sedimentation ist so lokal und kurzzeitig (siehe Abschnitt 8.2 Bodentopographie und Sediment), dass nicht davon ausgegangen wird, dass sie die Nahrungsgrundlage für Vögel, die sich von benthischen Organismen ernähren, beeinträchtigen kann. Die Auswirkungen werden als gering eingeschätzt. Die von der Kabelverlegung sowie der Errichtung von Monopiles und Erosionsschutzmaßnahmen direkt betroffene Fläche beträgt etwa 76.000 m² (siehe Abschnitt 4 Projektbeschreibung, wo die Grundfläche von Monopiles und Erosionsschutz bis zu 26.000 m² beträgt, während etwa 50.000 Meter Kabel verlegt werden müssen), was als sehr kleine Fläche gilt. Es wird eingeschätzt, dass der vorübergehende Verlust potenziellen Lebensraums während der Bauphase nur geringe Auswirkungen auf Rastvögel hat.

Zusammenfassend werden die Auswirkungen auf Rastvögel durch Habitatveränderungen während der Bauphase bei allen drei Alternativen als *gering* eingeschätzt.

Es wird eingeschätzt, dass die Auswirkungen in der Bauphase für Alternative 2 aufgrund von mehr Windenergieanlagen, einer größeren Grundfläche und Bauarbeiten in einem größeren geografischen Gebiet geringfügig größer sein werden als die Auswirkungen für das bevorzugte Projekt und Alternative 1. Der Unterschied ist jedoch so gering, dass man sich für eine zusammenfassende Bewertung entschieden hat, die alle drei Szenarien umfasst.

Tabelle 3.1.4-2 Gesamtauswirkungen in der Bauphase auf Rastvögel (bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2).

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen
Störung	Rastende Vögel (Trauerente)	Mittel	Groß	Sehr groß ¹	Mittel
Störung	Rastende Vögel (Lappentaucher, Seetaucher, Eiderenten)	Mittel	Mittel	Groß	Mittel
Störung	Rastende Vögel (Alk)	Mittel	Mittel	Groß	Mittel
Störung	Rastende Vögel (Samtente)	Niedrig	Groß	Sehr groß ¹	Mittel
Störung	Rastvögel (andere Arten)	Niedrig	Groß oder mittel	Groß	Niedrig
Lebensraumveränderungen	Rastende Vögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig

¹ Nur Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie und Arten der internationalen Roten Liste.

3.1.4.2 Betriebsphase

Die Störung von Zug- und Rastvögeln durch den Lärm der Windenergieanlagen und Serviceboote im Anlagenbereich wird als geringer eingeschätzt als die für die Bauphase ermittelte Störung. Auch wenn die Auswirkungen in der Betriebsphase länger anhalten (voraussichtlich 30 Jahre), werden die Auswirkungen für Zug- und Rastvögel als gering eingeschätzt und nicht weiter beschrieben.

3.1.4.2.1 Zugvögel

Die möglichen Auswirkungen auf Zugvögel während der Betriebsphase sind die Gefahr von Kollisionen und Barrierewirkungen aufgrund des Vorhandenseins der Windenergieanlagen mit rotierenden Rotorblättern.

Kollisionen

Für wandernde Landvögel wird die Anzahl der *Kollisionen* pro Jahr unter der Annahme berechnet, dass das Projektgebiet jährlich von 500 Bussarden auf dem Frühjahrszug und 200 Bussarden auf dem Herbstzug, 100 Kranichen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug und 5 Seeadlern auf dem Frühjahrs- und Herbstzug passiert wird, einschließlich einzelner lokaler Zugbewegungen über den nördlichen Großen Belt. Die aufgelisteten Zugzahlen, die auf (DOF-basen, 2021) basieren, sind konservativ und werden als Worst Case bewertet.

Für wandernde Wasservögel wird die Anzahl der Kollisionen pro Jahr unter der Annahme berechnet, dass jedes Frühjahr und Herbst 1.000 Seetaucher, 94.000 Eiderenten, 49.000 Trauerenten und 10.000 Samtenten durch das Projektgebiet ziehen. Die Zahlen werden auf Basis der NOVANA-Mittwinterzählung 2020 geschätzt (Nielsen R. H., 2023).

Die berechnete Anzahl der Kollisionen pro Jahr für die drei Alternativen ist in

Tabelle 3.1.4-3 für die genannten Zugvogelarten dargestellt. Es ist zu erkennen, dass nur sehr wenige Zugvögel mit den Windenergieanlagen kollidieren und dass sich die Anzahl der Kollisionen zwischen dem bevorzugten Projekt, Alternative 1 und Alternative 2 nicht wesentlich unterscheidet. Für Greifvögel und Kraniche wird die Anzahl der Kollisionen nach der Standardmethode berechnet, während für Wasservögel das „erweiterte“ Modell verwendet wird (Band W. , 2012). Die Standardmethode geht davon aus, dass ein bestimmter Anteil der Vögel auf Rotorblatthöhe fliegt (mit einer homogenen Verteilung), während die „erweiterte“ Methode eine artspezifische Häufigkeitsverteilung der Flughöhen verwendet. Die Flughöhenverteilungen für das „erweiterte“ Modell basieren auf der „BTO-Flughöhentabelle“. (BTO, 2023) Dabei handelt es sich um eine Aktualisierung der in der Quelle angegebenen Flughöhen (Johnston A. C., 2014). Für Seeadler und Kraniche, die mit der Standardmethode modelliert werden, wird konservativ davon ausgegangen, dass 100 % der Vögel auf Rotorhöhe fliegen, während der Anteil der Bussarde auf Rotorhöhe auf 75 % geschätzt wird.

Tabelle 3.1.4-3 Die berechnete Anzahl der Kollisionen pro Jahr für Zugvögel der sieben relevanten Arten. Die Berechnungen wurden sowohl für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 als auch Alternative 2, durchgeführt. Darüber hinaus werden die „abgedeckte Fläche“ der Alternativen, die biogeografischen Bestände der einzelnen Arten sowie die verwendeten Ausweichraten aufgeführt, die darauf schließen lassen, wie groß der Anteil der Vögel ist, der voraussichtlich einer Kollision mit den Windenergieanlagen entgehen wird. * (Wetlands International, 2022). ** (Bird Life International, 2022a).

Art	Ausweichrate (%)	Anzahl der Zugvögel im Windparkgebiet (f=Frühjahr, e=Herbst)	ANZAHL DER KOLLISIONEN			Biogeografischer Bestand
			Bevorzugtes Projekt (699.200 m ²)	Alternative 1 (696.600 m ²)	Alternative 2 (659.400 m ²)	
Seetaucher ¹	99,2 % ²	1.000 (f + e)	< 0,01	0,05	0,01	210.000–340.000*
Eiderente	99,3 % ²	94.000 (f + e)	4,14	4,59	5,21	560.000–920.000*
Trauerente	99,3 % ²	49.000 (f + e)	0,03	0,34	0,04	687.000–815.000*
Samtente	99,3 % ²	10.000 (f + e)	< 0,01	0,02	0,01	220.000–410.000*
Seeadler	98 % ³	5 (f + e)	< 0,01	< 0,01	< 0,01	20.900–29.200**
Bussard	98 % ³	500 f, 200 e	0,33	0,35	0,37	1.760.000–2.460.000**
Kranich	98 % ⁴	100 (f + e)	0,15	0,16	0,17	350.000*

¹ Es wird angenommen, dass es sich bei allen Seetauchern um Sterntaucher handelt.

² Die Ausweichraten für Seetaucher und Meerestauchenten basieren auf (Krijgsveld K. F., 2011)

³ Die Ausweichrate für Seeadler basiert auf (May, 2011). Für Bussarde gelten die gleichen Ausweichraten.

⁴ Die Ausweichrate für Kraniche basierend auf (Drachmann, 2021), die eine Ausweichrate von > 99 % für Onshore-Windenergieanlagen schätzt, für küstennahe Offshore-Windparks in der Meeresumwelt jedoch konservativ auf 98 % angepasst wurde.

Aus der Tabelle geht hervor, dass das Modell nur für Eiderenten mehr als eine Kollision pro Jahr schätzt. Bei allen anderen Arten vergehen statistisch gesehen Jahre zwischen den Kollisionen. Bei den Eiderenten wird erwartet, dass pro Jahr fünf Tiere mit den Offshore-Windenergieanlagen kollidieren. Es wird geschätzt, dass es sich um einen sehr kleinen Anteil des lokalen Bestands handelt (90.000 vgl. Tabelle 3.1.2-2) als biogeografischer Bestand (560.000–920.000).

Auch wenn der Schutzstatus („Bedeutung“) der Art als sehr hoch eingeschätzt wird, wird die Auswirkung auf die Population bei allen Arten als *gering* eingeschätzt. Für die in der Tabelle nicht aufgeführten Arten wird die Gesamtbelastung ebenfalls als *gering* eingeschätzt.

Barrierewirkung

Die *Barrierewirkung* wurde auf der konservativen Annahme beurteilt, dass Zugvögel den Küsten-Offshore-Windpark im Frühjahr und Herbst meiden und auf den ursprünglichen Zugkorridor zurückkehren, nachdem sie den Küsten-Offshore-Windpark in einer Entfernung von 1 km passiert haben. Dies führt zu einer Verlängerung des Zugkorridors um 1,8 km für Landvögel und bis zu 2,0 km für Wasservögel. Eine Verlängerung in dieser Größenordnung zweimal pro Jahr wird aufgrund anderer Untersuchungen als unbedeutend im Verhältnis zur Länge des gesamten Zugkorridors der betroffenen Arten eingeschätzt (Masden, et al., 2009; FEBI, 2013). In Fällen, in denen ein Vogel mehrere Minuten lang vor dem Offshore-Windpark herumfliegt, bevor er über oder um die Windenergieanlagen fliegt, kann die zusätzliche Energie für einige Arten ein Ausmaß erreichen, das sich auf das Körpergewicht und die Fitness des Vogels auswirkt. Es wird geschätzt, dass der erhöhte Energieverbrauch zu einem Verlust von maximal 1 % des Körpergewichts führt.

Es wird geschätzt, dass die Barrierewirkung des küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht für alle betroffenen Land- und Wasservögel zu einem Anstieg des Gesamtenergieverbrauchs von weniger als 1 % führt. Dies gilt unabhängig davon, ob die Zugvögel den küstennahen Offshore-Windpark durch Umfliegen oder durch Erhöhung der Flughöhe meiden und auch, wenn sie mehrere Minuten vor dem Windpark herumfliegen. Es wird davon ausgegangen, dass eine solche Belastungserhöhung nur geringe Auswirkungen hat. Die Bewertung gilt sowohl für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 als auch für Alternative 2.

Eine Gesamtbewertung der Auswirkungen von Zugvögeln in der Betriebsphase geht aus Tabelle 3.1.4-4 hervor.

Tabelle 3.1.4-4 Gesamtauswirkungen in der Betriebsphase für Zugvögel.

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen (Bevorzugt, Alternative 1, Alternative 2)
Kollisionsgefahr	Zugvögel	Niedrig	Groß ²	Sehr groß ¹	Niedrig
Barrierewirkung	Zugvögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig

¹ Worst-Case-Szenario: Arten in Anhang I der Vogelschutzrichtlinie.

² Gilt für Arten mit langsamer Wachstumsrate und/oder ungünstigem Erhaltungszustand.

3.1.4.2.2 Rastende Vögel

Während der Betriebsphase können Lebensraumveränderungen (direkter Lebensraumverlust) durch das Vorhandensein von Fundamenten und Erosionsschutz am Meeresboden, Verdrängungseffekte (indirekter Lebensraumverlust) durch das Vorhandensein von Windenergieanlagen und Serviceschiffen und aufgrund der Gefahr einer Kollision mit den Windenergieanlagen, insbesondere den rotierenden Flügeln, Auswirkungen auf Rastvögel haben.

Auswirkungen infolge der Barrierewirkung werden für Rastvögel als nicht relevant eingeschätzt, da es keine Anzeichen für regelmäßige lokale Zugbewegungen von Wasservögeln gibt, die in der Jammerland Bucht und im Großen Belt rasten oder überwintern. Daher wird die Barrierewirkung bei Rastvögeln nicht behandelt.

Lebensraumveränderungen

Der unmittelbare Lebensraumverlust durch die Beschlagnehmung von Flächen des Küsten-Offshore-Windparks für Windenergieanlagenfundamente mit zugehörigem Erosionsschutz hängt davon ab, ob die bevorzugte Alternative, Alternative 1 oder Alternative 2, gewählt wird. Der Fußabdruck auf dem Meeresboden geht aus Kapitel 4 Projektbeschreibung hervor und beträgt für das bevorzugte Projekt bis zu etwa 18.000 m², bei

Alternative 1 bis etwa 20.000 m² und bei Alternative 2 bis etwa 26.500 m². Unabhängig von der Wahl der Alternative beträgt der Fußabdruck auf dem Meeresboden weniger als 0,1 % der Projektfläche. Auf einem Teil wird ein Erosionsschutz in Form von Steinen ausgelegt, hier können sich neue benthische Lebensgemeinschaften entwickeln, die auf hartem Untergrund leben.

Trauerenten und Eiderenten, die sich hauptsächlich von vergrabenen Muscheln auf dem Meeresboden ernähren, könnten potenziell ihre Nahrungsressourcen verlieren, wenn Fundamente und Erosionsschutz auf Muschelbänken errichtet werden. Da die Verteilung der Muschelbänke in den Projektgebieten klein und fragmentiert ist und weniger als 0,5 km² bzw. etwa 1 % der Projektfläche ausmacht (siehe Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna) und da das betroffene Gebiet sehr klein ist, werden die Auswirkungen durch den direkten Verlust des Lebensraums für muschelfressende Taucherenten als gering eingeschätzt. Zusätzlich zum Erosionsschutz können sich auch neue Nahrungsmöglichkeiten für Taucherenten entwickeln.

Es wird nicht davon ausgegangen, dass fischfressende Arten wie Seetaucher, Scharben und Alken (sowie Rothalstaucher und Möwen, die sich von Fischen und Krebstieren ernähren) durch das Vorhandensein von Anlagenfundamenten und Erosionsschutz auf dem Meeresboden beeinträchtigt werden. Die genannten Vogelarten sind flexibel in der Wahl ihrer Beutetiere und es handelt sich um sehr kleine Gebiete (weniger als 26.000 m²), die von einem weichen Boden in einen harten Boden übergehen (Erosionsschutz). Es wird geschätzt, dass ein eventuell kleinerer Lebensraum für Weichbodenarten, z. B. Plattfische, dadurch ausgeglichen wird, dass Fischarten, die mit harten Böden in Verbindung stehen, gefördert werden, da sich Biocenosis auf dem Erosionsschutz ansiedeln kann.

Für Seetaucher, Haubentaucher, Meerestauchenten und Alkenvögel ist der Nutzen einer möglichen erhöhten Biomasse bestimmter Nahrungsmittel auf dem Erosionsschutz rund um die Anlagenfundamente begrenzt, da diese Arten in der Regel auf die Nahrungssuche in der Nähe von Windenergieanlagen verzichten (indirekter Lebensraumverlust; siehe unten).

Für Scharben stellen Plattformen, Geländer usw. auf den Übergangsstücken der Windkraftanlagen gute Sitzplätze dar, auf denen die Vögel zwischen den Tauchgängen ihre Flügel trocknen können. In Kombination mit der Tatsache, dass die Nahrungsgrundlage nicht reduziert wird (siehe oben), kann sich die Lebensraumveränderung somit *positiv* auf diese Art auswirken.

Zusammenfassend werden die Auswirkungen aufgrund von Lebensraumveränderungen für Seetaucher, Haubentaucher, Trauerenten, Samtenten, Eiderenten, Möwen und Alken als *gering* und für Scharben als *positiv* eingeschätzt Tabelle 3.1.4-13. Diese Einschätzung gilt für alle drei Projektalternativen, auch wenn Alternative 2 mehr Windenergieanlagen enthält und somit eine etwas größere Meeresbodenfläche beansprucht. Der Unterschied zwischen den drei Alternativen hinsichtlich der Auswirkungen aufgrund von Lebensraumveränderungen wird als nicht wesentlich eingeschätzt.

Verdrängungswirkungen

Verdrängungswirkungen treten auf, wenn rastende Wasservögel in einer Zone von bis zu einigen Kilometern um sie herum (die Größe der Zone hängt von der Art ab) ganz oder teilweise auf den Aufenthalt in und in der Nähe eines Offshore-Windparks verzichten. Dadurch können die Vögel daran gehindert werden, ansonsten potenziell attraktive Rast- und Nahrungsgebiete zu nutzen. Es wird angenommen, dass die Verdrängung teilweise auf die Windenergieanlagen selbst zurückzuführen ist, teilweise auf den damit verbundenen Verkehr

mit Serviceschiffen, der auf 1–2 Fahrten pro Woche geschätzt wird. Auf der Grundlage der untersuchten etablierten Offshore-Windparks gibt es starke Hinweise darauf, dass insbesondere die Verdrängung von Seetauchern, Trauerenten, Eisenten, Alken und Trottellummen auf die Präsenz der Anlagen zurückzuführen ist (Fox, 2019).

Scharben, Möwen und Seeschwalben hingegen reagieren im Allgemeinen nicht negativ auf Windenergieanlagen oder Schiffe (z. B. (Petersen et.al, 2006; Krijgsveld, et al., 2011; Leopold, Bemmelen, & Zuur, 2012) und gelten daher nicht als verdrängt.

Studien an bestehenden Offshore-Windparks deuten jedoch auch darauf hin, dass sich einige Arten mit der Zeit an die Windenergieanlagen gewöhnen können, sodass die Verdrängung mit der Zeit abnimmt. Dies wurde z. B. für Eiderenten am Tunø Knob demonstriert (Guillemette, Larsen, & Clausager, 1997) (Guillemette, Kyed Larsen, & Clausager, 1998), und eine gewisse Koexistenz zwischen Eiderenten und Windenergieanlagen zeigt sich auch bei Sprogø (WSP, 2022a). Eine Analyse der möglichen Anpassung der Eiderenten an Offshore-Windenergieanlagen (COWI, 2021) weist auch darauf hin, dass sie nicht unbedingt vollständig aus Gebieten vertrieben werden, in denen Windenergieanlagen errichtet wurden, und dass sich die Vögel nach der Bauphase und der Errichtung allmählich an das Vorhandensein von Windenergieanlagen gewöhnen können. Studien haben auch gezeigt, dass sich Trauerenten an das Vorhandensein von Windparks gewöhnen (Energistyrelsen, 2014).

Basierend auf den gezählten und berechneten Rastvögeln im Projektgebiet des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 und den bekannten Reaktionen der Arten auf Offshore-Windparks ist es wahrscheinlich, dass Seetaucher, Haubentaucher, Eiderenten, Trauerenten, Samtenten und Alken durch die Präsenz des Küstennahen Offshore-Windparks verdrängt werden können.

Aufgrund der Dynamik der Vogelbewegungen im Laufe der Saison wird es ständige Auswirkungen auf Vögel geben, die sich dauerhaft in dem Gebiet aufhalten sowie auf neue Vögel. Da die lokalen Zugbewegungen im Gebiet kaum bekannt sind und durch die Flugzählungen nicht beleuchtet werden, wird die maximale Anzahl vertriebener Vögel bei einer einzelnen Zählung als Grundlage für die Bewertung der Verdrängungseffekte herangezogen.

Für die Berechnungen wurde eine Pufferzone rund um das Windparkgebiet definiert, aus dem die Vögel vermutlich vertrieben werden. Die Größe der Pufferzonen variiert je nach Empfindlichkeit der Art und wird gemäß den aktualisierten Empfehlungen in (Marine industry group (MIG-Birds), 2022) sowie dem besonderen Nachtrag für den Sterntaucher festgelegt. Dabei wird empfohlen, für Seeenten und Seetaucher die volle Verdrängung bis zu 4 km zu verwenden, für andere Arten, z. B. Lappentaucher und Alken jedoch nur bis zu 2 km. In anderen Studien z. B. über die Nordsee wurden Anzeichen einer Verdrängung von Seetauchern bis 10–16 km festgestellt. Diese hängen jedoch von einer Vielzahl von Bedingungen ab, unter anderem Geografie, Zugrouten, Standort anderer Windparks usw. (Heinänen, 2020) Auf dieser Grundlage wird die Größe der Pufferzonen anhand der allgemeinen Empfehlungen in (Marine industry group (MIG-Birds), 2022) bestimmt, die zu dem Schluss kommen, dass der Sterntaucher bis zu 4 km verdrängt würde, wenn es kein Vogelschutzgebiet in der Nähe gäbe, in dem die Art aufgelistet ist. Bei einigen Arten wird davon abgeraten, den Verdrängungseffekt mit zunehmender Entfernung abnehmen zu lassen, da es noch keine Studien gibt, die ausreichend geklärt haben, wie sich der Verdrängungsgrad mit der Entfernung zum Windparkbereich verändern kann. Stattdessen wird davon ausgegangen, dass 90 % der Vögel aus dem Windparkbereich und der Pufferzone vertrieben werden, mit Ausnahme von Eiderente, Samtente und Rothalstaucher, bei denen ein

Verdrängungsprozentsatz von 70 % angesetzt wird, da diese Arten erfahrungsgemäß weniger empfindlich auf die Anwesenheit von Windparks reagieren (Marine industry group (MIG-Birds), 2022). Die angewandten Pufferzonen sind in Tabelle 3.1.4-5 dargestellt.

Tabelle 3.1.4-5 Pufferzone, die bei den Berechnungen der Anzahl vertriebener Rastvögel verwendet wird. Die Zonen folgen den Empfehlungen in (Marine industry group (MIG-Birds), 2022).

ART	Breite der Pufferzone (km)
Seetaucher	4
Lappentaucher	2
Eiderente	4
Trauerente	4
Samtente	4
Alk	2

Die Anzahl der durch die drei Alternativen verdrängten Rastvögel wird auf der Grundlage der Artendichten im Windparkbereich und der artspezifischen Pufferzonen berechnet und in dargestellt Tabelle 3.1.4-6.

Tabelle 3.1.4-6 Die geschätzte Anzahl der während der Betriebsphase des bevorzugten Projekts vertriebenen Rastvögel. Zum Vergleich wird das 1 %-Kriterium für die biogeografischen Bestände aufgeführt. Es wird geschätzt, dass Arten, die in der Tabelle nicht aufgeführt sind, nur in vernachlässigbarer Zahl verdrängt werden. Mindest- und Höchstwerte sind in Klammern aufgeführt, wenn in dem betreffenden Monat mehr als eine Zählung durchgeführt wurde (ggf. in verschiedenen Jahren). Darüber hinaus wird sowohl die Größe des biogeografischen Bestands als auch die Größe des lokalen Bestands aufgeführt.

Bevorzugtes Projekt – Vertreibung der Individuen in artspezifischer Pufferzone						
	Seetaucher ¹	Lappentaucher ²	Eiderente	Trauerente	Samtente	Alkenvögel ³
1 %-Kriterium	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografischer Bestand	210.000–340.000*	42.000-60.000*	560.000–920.000*	687.000–815.000*	220.000–410.000*	2.350.000–3.060.000**
Lokaler Bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***
Januar	7	0	2.518 (1.891–3.145)	1.238 (322–2.143)	111 (58–164)	59 (6–112)
Februar	22 (7–52)	0	1.320 (894–1.663)	859 (198–1.546)	24 (6–52)	172 (106–221)
März	217 (22–576)	172	1.194 (125–3.191)	3.531 (561–9.470)	209 (93–297)	12 (6–17)
April	91 (22–200)	0	228 (17–740)	96 (16–188)	54 (29–86)	0
Mai	0	0	136	35 (12–58)	28	6
Juni	0	0	21	0	0	0
Juli	0	0	9	20	0	12
August	0	0	0	12	35	11
September	51	0	336 (123–549)	1.933 (154–3.713)	26 (6–46)	36 (17–55)
Oktober	811	0	1.985 (1.222–2.748)	329 (200–458)	23 (13–34)	0
November	22 (7–36)	163	3.204 (1.027–9.211)	3.837 (1.604–6.976)	242 (23–655)	72 (11–134)
Dezember	0	0	2.116	2.167	96	0

¹Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b)

***Tabelle 3.1.2-2

Tabelle 3.1.4-7 Die berechnete Anzahl der Rastvögel, die während der Betriebsphase von Alternative 1 verdrängt werden. Das 1 %-Kriterium für die biogeografischen Populationen ist als Vergleich aufgeführt. Es wird geschätzt, dass Arten, die in der Tabelle nicht aufgeführt sind, nur in vernachlässigbarer Zahl verdrängt werden. Mindest- und Höchstwerte sind in Klammern aufgeführt, wenn in dem betreffenden Monat mehr als eine Zählung durchgeführt wurde (ggf. in verschiedenen Jahren). Darüber hinaus wird sowohl die Größe des biogeografischen Bestands als auch die Größe des lokalen Bestands aufgeführt.

Alternative 1 – Verdrängung von Individuen in einer artspezifischen Pufferzone						
	Seetaucher ¹	Lappentaucher ²	Eiderente	Trauerente	Samtente	Alkenvögel ³
1 %-Kriterium	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografischer Bestand	210.000–340.000*	42.000–60.000*	560.000–920.000*	687.000–815.000*	220.000–410.000*	2.350.000–3.060.000**
Lokaler Bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***
Januar	7	0	2.709 (2.229–3.188)	1.277 (394–2.160)	111 (58–164)	59 (6–113)
Februar	22 (7–53)	0	1.510 (930–1.888)	977 (199–1.833)	24 (6–53)	202 (107–264)
März	216 (22–575)	214	1.282 (167–3.279)	3.985 (560–10.823)	213 (94–310)	12 (6–17)
April	93 (29–199)	0	229 (21–738)	100 (16–188)	54 (29–86)	0
Mai	0	0	136	35 (12–58)	40	6
Juni	0	0	25	0	0	0
Juli	0	0	334	247	0	12
August	0	0	51	12	35	12
September	51	0	341 (128–553)	1.970 (195–3.745)	26 (6–46)	50 (40–61)
Oktober	834	0	2.042 (1.256–2.829)	358 (244–471)	24 (13–34)	0
November	29 (16–37)	165	3.253 (1.058–9.260)	3.915 (1.626–7.244)	252 (47–661)	73 (11–136)
Dezember	0	0	2.187	2.191	96	0

¹Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b) ***Tabelle 3.1.2-2

Tabelle 3.1.4-8 Die berechnete Anzahl der Rastvögel, die während der Betriebsphase von Alternative 2 verdrängt werden. Das 1 %-Kriterium für die biogeografischen Populationen ist als Vergleich aufgeführt. Es wird geschätzt, dass Arten, die in der Tabelle nicht aufgeführt sind, nur in vernachlässigbarer Zahl verdrängt werden. Minimal- und Maximalwerte werden in Klammern aufgeführt, wenn in dem betreffenden Monat (ggf. in unterschiedlichen Jahren)

mehr als eine Zählung durchgeführt wurde. Darüber hinaus wird sowohl die Größe des biogeografischen Bestands als auch die Größe des lokalen Bestands aufgeführt.

Alternative 2 – Verdrängung von Individuen in einer artspezifischen Pufferzone						
	Seetaucher ¹	Lappentaucher ²	Eiderente	Trauerente	Samtente	Alkenvögel ³
1 %-Kriterium	3.000	500	7.200	7.500	4.000	23.500
Biogeografischer Bestand	210.000–340.000*	42.000-60.000*	560.000–920.000*	687.000–815.000*	220.000–410.000*	2.350.000–3.060.000**
Lokaler Bestand	2.000***	5.000***	90.000***	35.000***	4.000***	5.600***
Januar	7	0	2.713 (2.229–3.197)	1.277 (394–2.161)	111 (58–165)	59 (6–113)
Februar	22 (7–52)	0	1.784 (927–2.714)	977 (199–1.833)	24 (6–53)	211 (107–290)
März	216 (22–572)	216	1.281 (167–3.266)	3.984 (558–10.823)	213 (94–310)	12 (6–17)
April	93 (29–199)	0	229 (21–738)	106 (19–208)	54 (29–86)	0
Mai	0	0	165	35 (12–58)	57	6
Juni	0	0	33	0	0	0
Juli	0	0	334	247	0	12
August	0	0	51	12	35	12
September	51	0	339 (128–550)	1.959 (195–3.723)	26 (13–34)	50 (40–61)
Oktober	833	0	2.081 (1.349–2.812)	356 (23–470)	24 (13–34)	0
November	29 (15–37)	163	3.298 (1.059–9.325)	3.937 (1.685–7.243)	253 (47–666)	72 (11–136)
Dezember	0	0	2.188	2.192	108	0

¹Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

* (Wetlands International, 2022) ** (Bird Life International, 2022b) ***Tabelle 3.1.2-2

Aus den Tabellen geht hervor, dass die maximale Anzahl vertriebener Individuen für alle Arten und für alle Alternativen unter 1 % der biogeografischen Population liegt, mit Ausnahme der Eiderenten im November und der Trauerenten im März. Es scheint auch, dass Eiderenten und Trauerenten im Allgemeinen die Arten sind, die am häufigsten verdrängt werden. Die Verdrängung der meisten Individuen erfolgt während des Frühlings- und Herbstzugs der Meerestauchenten. Die Jammerland-Bucht ist nicht als wichtiges Rastgebiet für Trauerenten (Wetlands International, 2022) oder Gebiet von internationaler Bedeutung für Trauerenten oder andere rastende Wasservogelarten bekannt (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016). Die höchste beobachtete Anzahl an Trauerenten fällt mit der Zeit der Hauptmigration in dänische Gewässer im Dezember und dem Vogelzug durch dänische Gewässer im März zusammen. Die niedrigere Zahl in den dazwischenliegenden Zeiträumen deutet darauf hin, dass sich viele der Trauerenten nur kurze Zeit im Zählgebiet aufgehalten haben. Es scheint auch, dass es in den Monaten, in denen mehrere Zählungen durchgeführt wurden, erhebliche

Schwankungen (Min. bis Max.) in der Anzahl der verdrängten Vögel gab. Dies ist auf große jährliche und monatliche Schwankungen der Anzahl der Vögel und ihrer Verteilung im Zählgebiet zurückzuführen.

Die Bedeutung der Verdrängung hängt von der erhöhten Sterblichkeit ab, die die Verdrängung mit sich bringt. Dies hängt unter anderem von der Dauer des Aufenthalts der betreffenden Vögel in dem Gebiet und von der Verfügbarkeit von Ausweichgebieten ab. Für den Sterntaucher, der bekanntermaßen besonders empfindlich auf die Anwesenheit von Windenergieanlagen reagiert, geht aus einer Studie des Offshore-Windparks Norfolk Vanguard im englischen Teil der Nordsee (Royal Haskoning, 2019) hervor, dass die erhöhte Sterblichkeit wahrscheinlich nicht mehr als 1 % der vertriebenen Vögel ausmacht. Und außerdem ist es eine äußerst konservative Annahme, dass bis zu 1 % der verdrängten Vögel infolge der Verdrängung sterben.

In anderen Quellen wird jedoch davon ausgegangen, dass bis zu 10 % der verdrängten Vögel sterben oder so geschwächt werden könnten, dass sie sich in der folgenden Brutsaison nicht mehr fortpflanzen können (Natural England, 2014; Marine industry group (MIG-Birds), 2022).

Die berechnete Sterblichkeit (Anzahl der Vögel basierend auf der Annahme einer Sterblichkeit von 1 % bzw. 10 %) infolge der Verdrängung aus dem Offshore-Windpark ist in Tabelle 3.1.4-9 und Tabelle 3.1.4-11 dargestellt und wurde unter dem Gesichtspunkt der zusätzlichen Sterblichkeit betrachtet, die die Population tolerieren kann, ohne rückläufig zu sein (sogenannte *Potential Biological Removal* – PBR, siehe Abschnitt zur Methode). Dabei wurde sowohl die biogeografische Bevölkerung als auch eine geschätzte lokale Bevölkerung berücksichtigt (siehe Tabelle 3.1.2-2).

Tabelle 3.1.4-9 Die berechnete Sterblichkeit aufgrund der Verdrängung von Rastvögeln während der Betriebsphase des bevorzugten Projekts. In der konservativen Schätzung wird davon ausgegangen, dass bis zu 10 % der verdrängten Vögel infolge der Verdrängung sterben. Die Sterblichkeit wird auch mit der PBR verglichen, die ein Maß für die zusätzliche Sterblichkeit ist, die sowohl die biogeografische als auch die lokale Population voraussichtlich tolerieren kann.

Bevorzugtes Projekt – Verdrängung von Individuen in der artspezifischen Pufferzone rund um den Offshore-Windpark						
	Maximale Anzahl der verdrängten Individuen	Anzahl der toten Individuen (1–10 % der verdrängten Individuen)	PBR biogeografischer Bestand	Der Anteil der toten Individuen des biogeografischen PBR-Bestands	PBR Lokaler Bestand	Der Anteil der toten Individuen des lokalen PBR-Bestands
Seetaucher ¹	811	8–81	10.318	0,8 %	98	8–83 %
Lappentaucher ²	172	2–17	1.702	1,0 %	203	1–8 %
Eiderente	9.211	92–921	16.144	5,7 %	2.595	4–35 %
Trauerente	9.470	95–947	56.896	1,7 %	2.899	3–33 %
Samtente	655	7–66	11.522	0,6 %	209	3–32 %
Alkenvögel ³	221	2–22	69.537	0,0 %	166	1–13 %

¹ Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Zählgebiet

Tabelle 3.1.4-10 Die berechnete Sterblichkeit aufgrund der Verdrängung von Rastvögeln während der Betriebsphase für Alternative 1. In der konservativen Schätzung wird davon ausgegangen, dass bis zu 10 % der verdrängten Vögel infolge der Verdrängung sterben. Die Sterblichkeit wird auch mit der PBR verglichen, die ein Maß für die zusätzliche Sterblichkeit ist, die sowohl die biogeografische als auch die lokale Population voraussichtlich tolerieren kann.

Alternative 1 – Verdrängung von Individuen in einer artspezifischen Pufferzone						
	Maximale Anzahl der verdrängten Individuen	Anzahl der toten Individuen (1–10 % der verdrängten Individuen)	PBR biogeografischer Bestand	Max. Anteil der toten Individuen des biogeografischen PBR-Bestands	PBR Lokaler Bestand	Der Anteil der toten Individuen des lokalen PBR-Bestands
Seetaucher ¹	834	8–83	10.318	0,8 %	98	6–59 %
Lappentaucher ²	204	2–20	1.702	1,2 %	203	1–10 %
Eiderente	9.260	93–926	16.144	5,7 %	2.595	4–36 %
Trauerente	10.823	108–1.082	56.896	1,9 %	2.899	4–37 %
Samtente	661	7–66	11.522	0,6 %	209	3–32 %
Alkenvögel ³	264	3–26	69.537	0,0 %	166	2–16 %

¹ Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

Tabelle 3.1.4-11 Die berechnete Sterblichkeit aufgrund der Verdrängung von Rastvögeln während der Betriebsphase für Alternative 2. In der konservativen Schätzung wird davon ausgegangen, dass bis zu 10 % der verdrängten Vögel infolge der Verdrängung sterben. Die Sterblichkeit wird auch mit der PBR verglichen, die ein Maß für die zusätzliche Sterblichkeit ist, die sowohl die biogeografische als auch die lokale Population voraussichtlich tolerieren kann.

Alternative 2 – Verdrängung von Individuen in einer artspezifischen Pufferzone						
	Maximale Anzahl der verdrängten Individuen	Anzahl der toten Individuen (1–10 % der verdrängten Individuen)	PBR Biogeografischer Bestand	Max. Anteil der toten Individuen des biogeografischen PBR-Bestands	PBR Lokaler Bestand	Der Anteil der toten Individuen des lokalen PBR-Bestands
Seetaucher ¹	833	8–83	10.318	0,8 %	98	8–85 %
Lappentaucher ²	216	2–22	1.702	1,3 %	203	1–11 %
Eiderente	9.325	93–933	16.144	5,8 %	2.595	4–36 %
Trauerente	10.823	108–1.082	56.896	1,9 %	2.899	4–37 %
Samtente	666	7–67	11.522	0,6 %	209	3–32 %
Alkenvögel ³	290	3–29	69.537	0,0 %	166	2–17 %

¹ Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

Die Berechnungen zeigen, dass unter der konservativen Annahme, dass 10 % der verdrängten Vögel sterben, der geplante Windpark zu einer erhöhten Sterblichkeit von maximal 5,8 % dessen führen wird, was die biogeografische Population aushalten kann ohne rückläufig zu sein (Eiderente, Alternative 2). Betrachtet man die erhöhte Sterblichkeit unter dem Gesichtspunkt des lokalen und damit kleineren Bestands, ist es nicht überraschend, dass sich eine prozentual größere Auswirkung ergibt. Bei keiner der behandelten Arten kommt es jedoch zu einer erhöhten Sterblichkeit, die über die PBR für die lokale Population hinausgeht.

Im konkreten Fall gilt eine um 10 % erhöhte Sterblichkeit durch Verdrängung als sehr konservative Schätzung für die muschelfressenden Arten Eiderente und Trauerente. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Vorkommen von Muschelbänken in für Taucherernten zugänglichen Tiefen im Projektgebiet und im Landungskorridor verteilt und fragmentiert ist und weniger als 0,5 km² bzw. 1 % der Gesamtfläche ausmacht. Bei Trauerernten wird davon ausgegangen, dass sich die Vögel während des Vogelzugs kurzzeitig im Projektgebiet aufhalten. Eine Verdrängung wird daher als weniger bedeutend eingeschätzt, als wenn sie in einem Gebiet erfolgt, in dem sich die Vögel längere Zeit aufhalten und in dem es erhebliche Nahrungsressourcen auf dem Meeresboden in Form von umfassenden Muschelbänken gibt.

Für den Sterntaucher ist es sehr wahrscheinlich eine unrealistisch hohe Schätzung, dass die erhöhte Sterblichkeit bis zu 85 % des lokalen PBR-Bestands betragen könnte (Alternative 2). Der Anteil wird auf der Grundlage einer Höchstzahl aus einer Zählung im Oktober 2014 berechnet, bei der 122 Vögel beobachtet wurden, während bei den anderen Zählungen deutlich weniger Vögel beobachtet wurden. Der Anteil basiert ebenfalls auf einer Sterblichkeit von 10 % und auf der Annahme, dass es sich bei allen beobachteten Seetauchern um Sterntaucher handelt.

Auf der Grundlage der in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 durchgeführten Flugzählungen sowie der Kartierung von Muschelbänken am Meeresboden im Jahr 2021, in Kombination mit Kenntnissen über die Biologie der Arten und Reaktionen auf Offshore-Windenergieanlagen und den berechneten Verdrängungszahlen, wird

die Anwesenheit des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht bewertet, auch wenn sich die Vögel mit der Zeit an die Windenergieanlagen gewöhnen können, was zu *mittelmäßigen* Auswirkungen auf Seetaucher, Haubentaucher, Eiderenten, Trauerenten und Samtenten führt. Die Auswirkungen der Verdrängung für Alkenvögel und andere Arten wird als *gering* eingeschätzt. Die Beurteilung ist für alle drei Alternativen gleich.

Kollisionen

Für die 10 Arten und Artengruppen, die im Projektgebiet am häufigsten vorkommen, wird die Anzahl der erwarteten *Kollisionen* pro Jahr berechnet.

Die Vogeldichte im Zählgebiet wird für die einzelnen Monate des Jahres berechnet. In den Monaten, in denen mehrere Zählungen durchgeführt wurden (in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022), basiert die Vogeldichte auf den maximalen modellierten Zahlen im Zählgebiet.

Die Anzahl der Kollisionen für Rastvögel wird mithilfe eines Modellierungstools (dem Bandmodell) berechnet (Band W. , 2012)). Die verwendeten Verdrängungsraten, die ausdrücken, wie groß ein Anteil der Vögel ist, die aktiv Kollisionen mit Windenergieanlagen vermeiden und die Flughöhen der Vögel und die Flugzeit der Vögel basieren auf (Cook, Johnston, & Burton, 2012; Skov, et al., 2018; Krijgsveld, et al., 2011). Bei den Berechnungen wird grundsätzlich ein konservativer Ansatz (Worst Case) verwendet, der in der Praxis und aller Wahrscheinlichkeit nach die Fähigkeit der Vögel unterschätzt, eine Kollision mit den Rotorblättern zu vermeiden.

Die berechnete Anzahl der Kollisionen für Rastvögel pro Jahr ist in Tabelle 3.1.4-12 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Anzahl der Kollisionen für Rastvögel bei Alternative 2 etwas höher ist, obwohl die abgedeckte Fläche bei dieser Alternative am kleinsten ist. Dies ist vor allem auf die größere Anzahl an Windenergieanlagen im Vergleich zum bevorzugten Projekt und Alternative 1 zurückzuführen.

Bei den Rastvogelarten, bei denen die größte Zahl an Kollisionen zu erwarten ist, handelt es sich um Eiderenten und einige Möwenarten. Für die anderen Arten und Artengruppen gilt, dass nur ein völlig unbedeutender Anteil des lokalen und biogeografischen Bestands im Laufe eines Jahres mit den Windenergieanlagen in der Jammerland-Bucht kollidieren wird, unabhängig von der gewählten Alternative.

Bei allen Alternativen ist die Anzahl der Kollisionen sowohl im Verhältnis zur lokalen als auch zur biogeografischen Population gering und liegt deutlich unter der zusätzlichen Sterblichkeit (PBR), die die relevanten biogeografischen Populationen schätzungsweise tolerieren können.

Unter Berücksichtigung des Schutzstatus der Art werden die Gesamtauswirkungen auf Rastvögel durch Kollisionen mit den Windenergieanlagen für alle drei Alternativen als *mittelmäßig* für Eiderenten, Trauerenten, Mantelmöwen, Sturmmöwen und Silbermöwen und als *gering* für die anderen Arten eingeschätzt. Für Arten, die in der Tabelle nicht aufgeführt sind, wird die Gesamtauswirkung als *gering* eingeschätzt.

Tabelle 3.1.4-12 Die berechnete Anzahl jährlicher Kollisionen für verschiedene Rastvogelarten infolge der einzelnen drei Alternativen. Darüber hinaus werden die biogeografischen Populationen der einzelnen Arten und die verwendeten

Ausweichraten aufgeführt, die Aufschluss darüber geben, wie groß der Anteil der Vögel ist, der einer Kollision mit den Windenergieanlagen entgeht. Für die drei Möwenarten konnte kein lokaler Bestand angegeben werden.

Anzahl der Kollisionen pro Jahr						
Art	Ausweichrate	Bevorzugtes Projekt	Alternative 1	Alternative 2	Lokaler Bestand	Biogeografischer Bestand
Kormoran	98 % ⁴	0,221	0,249	0,288	12.000	610.000–740.000
Seetaucher ¹	99,2 % ⁴	0,64	0,69	0,74	2.000	210.000–340.000
Lappentaucher ²	99,2 % ⁴	0,013	0,014	0,016	5.000	42,000–60,000
Eiderente	99,3 % ⁴	57	63	72	90.000	560.000–920.000
Trauerente	99,3 % ⁴	0,29	0,33	0,38	35.000	687.000–815.000
Samtente	99,3 % ⁴	0,03	0,03	0,04	4.000	220.000–410.000
Sturmmöwe	98 % ⁵	22	25	28		1.400.000–2.000.000
Mantelmöwe	98,9 % ⁵	3,0	3,4	3,8		240.000–540.000
Silbermöwe	99,1 % ⁵	26	29	33		860.000–1.000.000
Alkenvögel ³	99,2 % ⁴	0,01	0,01	0,02	5.600	2.350.000–3.060.000

¹ Es wird davon ausgegangen, dass es sich bei allen Seetauchern im Gebiet um Sterntaucher handelt.

² Gilt für Rothalstaucher (Worst-Case-Szenario in Bezug auf die Populationsgröße)

³ Gilt für Trottellumme – der eindeutig häufigste Alkenvogel im Untersuchungsgebiet

⁴ Ausweichraten basieren auf (Krijgsveld, et al., 2011).

⁵ Ausweichraten wurden auf der Grundlage von (Tjørnløv, et al., 2023) berechnet

Die Unterschiede in der Anzahl der Kollisionen für Rastvögel sind für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, gering, weshalb eine Gesamtbewertung der Auswirkungen für Rastvögel für alle drei Szenarien herangezogen wurde. Die Gesamtbewertung der Auswirkungen auf Rastvögel in der Betriebsphase für alle drei Alternativen geht aus Tabelle 3.1.4-13 hervor.

Tabelle 3.1.4-13 Gesamtauswirkungen während der Betriebsphase auf Rastvögel.

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkung (bevorzugtes Projekt, Alternative 1, Alternative 2)
Lebensraumveränderungen	Rastende Vögel (Scharben)	Niedrig	Mittel	Groß	Positiver Einfluss
	Rastvögel (andere Arten)	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
Verdrängung	Rastvögel (Seetaucher, Haubentaucher, Eiderenten, Trauerenten, Samtenten)	Mittel	Mittel	Sehr groß ¹	Mittel
	Rastvögel (Alkenvögel, andere Arten)	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
Barrierewirkung	Rastende Vögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
Kollisionsgefahr	Rastvögel (Seetaucher)	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
	Rastvögel (Eiderenten)	Niedrig	Groß	Groß	Mittel
	Rastvögel (Sturmmöwe, Silbermöwe)	Mittel	Groß	Groß	Mittel
	Rastvögel (andere Arten)	Niedrig	Groß	Groß	Niedrig

¹ Gilt für Arten der Vogelschutzrichtlinie Anhang 1.

3.1.4.3 Stilllegungsphase

Zugvögel

Die Auswirkungen für Zugvögel werden in der Stilllegungsphase und in der Bauphase als identisch eingeschätzt. Es wird geschätzt, dass Störungen durch die Stilllegungsarbeiten nur geringe Auswirkungen auf Zugvögel haben, die möglicherweise durch die Baugebiete ziehen. Nachtziehende kleine Vögel können in Situationen mit schlechter Sicht vom Licht angelockt werden. Es wird davon ausgegangen, dass das Licht von Bauschiffen auf See, die möglicherweise nachts arbeiten, nur geringe Auswirkungen auf Zugvögel hat.

Die Barrierewirkung und das Kollisionsrisiko durch die Anwesenheit von Windenergieanlagen werden in der Stilllegungsphase durch den Abbau der Windenergieanlagen verringert. In der Stilllegungsphase drehen sich die Rotorblätter jedoch nicht und die Auswirkungen sind daher geringer. Die Auswirkungen werden während der Betriebsphase vollständig berücksichtigt.

Eine zusammenfassende Einschätzung der Bedeutung der Stilllegungsphase für Zugvögel ist in Tabelle 3.1.4-14 enthalten.

Tabelle 3.1.4-14 Gesamtauswirkungen in der Stilllegungsphase für Zugvögel.

Auswirkung	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkung (bevorzugtes Projekt, Alternative 1, Alternative 2)
Störung	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig
Licht	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig

¹ Worst-Case-Szenario: Arten in der Vogelschutzrichtlinie Anhang I.

Rastende Vögel

Die Auswirkungen auf Zugvögel in der Stilllegungsphase gelten als mit denen in der Bauphase vergleichbar.

Rastvögel können ebenso wie Zugvögel durch die Stilllegungsarbeiten im Zusammenhang mit dem Rückbau von Monopiles und Windenergieanlagen sowie der Entfernung von Seekabeln gestört werden. Hinzu kommen Fahrlärm und Störungen durch die Anwesenheit von Schiffen. Die Störung kann dazu führen, dass die Rastvögel aus dem Baugebiet verdrängt werden.

Der Lebensraum der Rastvögel kann durch die Stilllegungsarbeiten durch Aufwirbelung von Sedimenten in der Wassersäule und einer evtl. Abdeckung von Nahrungsgebieten beeinträchtigt werden, wenn die Kabel entfernt werden oder wenn Monopiles abgeschnitten werden.

Der Verdrängungseffekt aufgrund von Störungen und Lärm im Arbeitsbereich wird in der Stilllegungsphase größer sein als in der Betriebsphase (aufgrund der höheren Aktivität). Die Störungen sind jedoch nur von vorübergehender Natur und werden voraussichtlich nicht die gesamte zweijährige Bauzeit andauern.

Aufgrund der Verdrängung durch die Windenergieanlagen ist es möglich, dass sich während der Stilllegung weniger Vögel im Projektgebiet aufhalten als während der Bauphase. Und dass es daher zu einer Vertreibung von weniger Individuen kommt. Da dies ungewiss ist, wird geschätzt, dass die Verdrängung in der Stilllegungsphase mit der Bauphase vergleichbar ist.

Auf dieser Grundlage wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen auf die Rastvögel während der Stilllegungsphase mittelmäßig sein werden.

Nach Abschluss der Stilllegungsphase wird es keine Windenergieanlagen mehr geben, die Kollisionen oder Verdrängungen verursachen können. Es ist jedoch möglich, dass der Erosionsschutz (und die sich dort angesiedelte Biocenosis) erhalten bleiben. Allerdings handelt es sich dabei um sehr kleine Flächen (weniger als 26.000 m²).

Eine Bewertung der Gesamtauswirkungen auf Rastvögel während der Stilllegungsphase ist in Tabelle 3.1.4-15 dargestellt. Da sich die Auswirkungen auf Rastvögel während der Stilllegungsphase zwischen dem bevorzugten Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, voraussichtlich nicht wesentlich unterscheiden, wird in der Tabelle eine Gesamtbewertung gegeben.

Tabelle 3.1.4-15 Gesamtauswirkungen in der Stilllegungsphase auf Rastvögel (bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2).

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen
Störung	Rastende Vögel (Trauerente)	Mittel	Groß	Sehr groß ¹	Mittel
Störung	Rastvögel (Lappentauchre, Seetaucher, Eiderenten)	Mittel	Mittel	Groß	Mittel
Störung	Rastende Vögel (Alk)	Mittel	Mittel	Groß	Mittel
Störung	Rastende Vögel	Niedrig	Stark oder mittelmäßig	Sehr groß ¹	Mittel
Störung	Rastvögel (andere Arten)	Niedrig	Stark oder mittelmäßig	Groß	Niedrig
Lebensraumveränderungen	Rastende Vögel	Niedrig	Mittel	Sehr groß ¹	Niedrig

¹ Nur Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie und Arten der internationalen Roten Liste.

3.1.5 Zusammenfassung

3.1.5.1 Die Bedeutung des Gebietes

Das Zählgebiet im nördlichen Großen Belt stellt ein Rastgebiet für Wasservögel dar, in dem gelegentlich Eiderenten und Trauerenten in Mengen von internationaler Bedeutung vorkommen können (möglicherweise auch Rothalstaucher).

Die Luftzählungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 weisen große jährliche und saisonale Schwankungen auf, sowohl hinsichtlich der Anzahl der Vögel als auch ihrer Verteilung im Zählgebiet. In beiden Zählzeiträumen war die Eiderente die am häufigsten vorkommende Art im Zählgebiet. Sie wurde jedoch in den Jahren 2020–2022 in geringeren Zahlen erfasst als in den Jahren 2014–2015. Umgekehrt wurden in den Jahren 2014–2015 deutlich weniger Trauerenten beobachtet als in den Jahren 2020–2022. Berechnet als Durchschnitt der gezählten Jahre wird geschätzt, dass das Zählgebiet für Trauerenten und Eiderenten von internationaler Bedeutung ist, nicht jedoch für Rothalstaucher oder andere registrierte Arten.

Das Hauptverbreitungsgebiet von Eiderenten innerhalb des Zählgebiets liegt westlich und südwestlich von Asnæs, also außerhalb des Projektgebiets. Bei der Trauerente schwankt das Vorkommen stärker zwischen den Jahreszeiten und den einzelnen Zählungen. Bei den Zählungen in den Jahren 2014–2015 ist eine Überschneidung mit der Verbreitung der Eiderenten zu erkennen, doch bei den späteren Zählungen in den Jahren 2020–2022, einschließlich März 2021, wurden bei einigen Zählungen innerhalb des Projektgebiets auch erhebliche Vorkommen von Trauerenten im Offshore-Windpark beobachtet. Im Dezember 2020, als sich schätzungsweise fast 25.000 Trauerenten im Zählgebiet aufhielten, wurde die Mehrheit der Trauerenten außerhalb des Projektgebiets beobachtet, wobei die größte Dichte rund um Asnæs zu verzeichnen war. Die Zählungen deuten somit darauf hin, dass Trauerenten relativ flexibel sind, was den Aufenthaltsort der Vögel im Zählgebiet angeht, und dass es sowohl innerhalb als auch außerhalb des Projektgebiets geeignete Rastplätze für Trauerenten gibt. Die beobachteten Muschelvorkommen von Wert für Taucherenten im Projektgebiet und im Landungskorridor sind klein und fragmentiert und bedecken weniger als 1 % der Fläche. Daher stellen wichtige Nahrungsgebiete keine Bedingung dar, ob Trauerenten und Eiderenten im Projektbereich rasten.

Das Projektgebiet wird im Frühjahr und Herbst von zahlreichen Wasserzugvögeln durchzogen, liegt aber außerhalb der üblicherweise genutzten Zugkorridore von Landvögeln.

3.1.5.2 Bauphase

Während der Bauphase wird davon ausgegangen, dass Störungen durch die Bauarbeiten und die Schifffahrt zu *mittelmäßigen* Auswirkungen auf rastende Eiderenten, Lappentaucher, Seetaucher, Trauerenten, Samtenten und Alkenvögel führen. Die Auswirkungen auf andere Rastvogelarten werden als gering eingeschätzt.

3.1.5.3 Betriebsphase

Auf der Grundlage durchschnittlicher Zahlen aus den Zähljahren (2014–2015 und 2020–2022) wird geschätzt, dass der Küstennahe Offshore-Windpark und der damit verbundene Serviceverkehr in der Betriebsphase zur Verdrängung von bis zu 3.985 Trauerenten, 3.298 Eiderenten und 253 Samtenten, 834 Seetauchern, 211 Alkenvögeln und 216 Lappentauchern aus ihren aktuellen Rastgebieten führt.

Es wird eingeschätzt, dass dieser indirekte Lebensraumverlust *mittlere* Auswirkungen auf die Populationen der betreffenden Arten hat. Bei allen anderen Arten ist die Zahl der verdrängten Vögel deutlich geringer und die Auswirkungen werden daher als *gering* eingeschätzt. Für Scharben wird jedoch eine *positive* Auswirkung erwartet.

Auch die Auswirkungen durch physikalische Veränderungen des Lebensraums (direkter Lebensraumverlust) werden als *gering* eingeschätzt.

Berechnungen der erwarteten Anzahl von Kollisionen pro Jahr zeigen *mittlere* Auswirkungen für Eiderente, Silbermöwe und Sturmmöwe und geringe Auswirkungen für die anderen Arten, die im Windparkgebiet rasten oder sich durch dieses bewegen. Etwaige Auswirkungen durch Barrierewirkungen werden als unbedeutend eingeschätzt.

Die Bewertungen gelten sowohl für die bevorzugte Alternative, Alternative 1 als auch für Alternative 2.

3.1.5.4 Stilllegungsphase

Die Auswirkungen in der Stilllegungsphase werden als vergleichbar mit den Auswirkungen in der Bauphase eingeschätzt.

3.1.5.5 Die drei Projektalternativen

Hinsichtlich der Auswirkungen auf Rast- und Zugvögel besteht im Allgemeinen kein großer Unterschied zwischen dem bevorzugten Projekt, Alternative 1 und Alternative 2. Diese Bewertung gilt für Störungen und andere Auswirkungen in der Bau- und Stilllegungsphase sowie für Barriereeffekte, Verdrängung und die Gefahr von Vogelkollisionen mit den Windenergieanlagen während der Betriebsphase.

Tabelle 3.1.5-1 Zusammenfassung der Auswirkungen während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase für Zug- und Rastvögel.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Störung	Zug- und Rastvögel	Anlage	Mittel	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Mittel	Alternative 2
Auswirkungen auf den Lebensraum	Rastende Vögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Verdrängung/funktionaler Verlust des Lebensraums	Rastende Vögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Mittel	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Barrierewirkung	Zugvögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Niedrig	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2
Kollisionsgefahr	Zug- und Rastvögel	Anlage	Niedrig	Bevorzugt
		Betrieb	Mittel	Alternative 1
		Stilllegung	Niedrig	Alternative 2

3.2 Fledermäuse

3.2.1 Einleitung

Fledermäuse zeichnen sich durch eine lange Lebensdauer und eine sehr niedrige Reproduktionsrate aus, und der Verlust selbst einer begrenzten Anzahl von Individuen kann potenziell negative Auswirkungen auf die Fledermauspopulationen haben. Daher ist es wichtig, die möglichen Auswirkungen des Projekts auf Fledermäuse zu untersuchen.

In diesem Abschnitt werden Fledermäuse und die möglichen Auswirkungen durch das Projekt auf See beschrieben. Eine Beschreibung der Auswirkungen des Projekts auf Fledermäuse an Land finden Sie im Abschnitt 9.2 Natur.

Abschnitt 10 Natura 2000 und Anhang IV-Arten enthält eine Bewertung von Fledermäusen sowohl auf See als auch an Land im Hinblick auf den Schutz gemäß der Habitatverordnung. Dabei handelt es sich zum Teil um eine Bewertung der drei Fledermausarten (Mopsfledermaus, Teichfledermaus und Bechsteinfledermaus), die in Anhang II und damit in der Ausweisungsgrundlage für Natura 2000-Gebiete aufgeführt sind. Darüber hinaus

erfolgt eine Bewertung der Arten, die in Anhang IV aufgeführt sind, wobei es sich bei Fledermäusen um alle Arten handelt, einschließlich der 17 in Dänemark registrierten Arten.

Im Jahr 2021 wurden Felduntersuchungen für Fledermäuse durchgeführt. Ziel der Felduntersuchungen war es, zu kartieren, ob bedeutende Zugkorridore den künftigen Offshore-Windpark durchqueren und in welchem Ausmaß Fledermäuse im künftigen Offshore-Windpark nach Nahrung suchen werden.

Die Ergebnisse der Felduntersuchungen sowie eine Darstellung des vorhandenen Wissens über das Vorkommen von Fledermäusen im Meer finden Sie im Hintergrundbericht zur Fledermauskartierung (WSP, 2024).

3.2.2 Methode

Die Felduntersuchungen im Jahr 2021 wurden an 6 Standorten (Asnæs, Reersø, Fynshoved, Stavreshoved, Sprogø und den Windenergieanlagen nördlich von Sprogø) durchgeführt, wobei insgesamt 16 Horchboxen (AudioMoth) aufgestellt wurden.

Auf Fyns Hoved, Stavreshoved, Sprogø, Reersø und Asnæs wurden Frühling (Mitte März bis Mitte Mai) und Herbst (Mitte August bis Mitte Oktober) überwacht. Im Frühjahr gab es vier Hörperioden (16.3. – 22.3., 31.3. – 7.4., 15.4. – 22.4. und 29.4. – 7.5.). Im Herbst gab es zusätzliche vier Hörperioden (23.8. – 31.8., 8.9. – 16.9., 20.9. – 27.9. und 4.10. – 11.10.).

Über die Detektoren an den Windenergieanlagen bei Sprogø wurde die Überwachung im Sommer (4.6.-28.6. und 2.7.-12.7.) durchgeführt, während die Detektoren auf Sprogø selbst für die Überwachung im Frühling, Sommer als auch Herbst genutzt wurden.

Die Orte Asnæs, Reersø, Fynshoved und Stavreshoved wurden ausgewählt, weil es sich um Landzungen und Odden handelt. Das sind die Stellen, an denen der Belt am schmalsten ist und wo daher damit zu rechnen ist, dass Fledermäuse im Zusammenhang mit ihrer Migration den Großen Belt überqueren.

Die Standorte Sprogø und die Windenergieanlagen nördlich von Sprogø wurden ausgewählt, um zu untersuchen, ob Fledermäuse in der Nähe von Windenergieanlagen im Großen Belt nach Futter suchen, wo Bedingungen herrschen, die mit denen im künftigen Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht vergleichbar sind. Die Windenergieanlagen bei Sprogø liegen in denselben Gewässern, die geografische Entfernung ist kurz (etwa 20 km) und die Windenergieanlagen haben ungefähr dieselbe Entfernung von der Küste (6–7 km). Die Windenergieanlagen von Sprogø liegen jedoch zentraler im Großen Belt, entlang einer möglichen Orientierungslinie in Form der Brücke über den Großen Belt und in der Nähe einer Insel (Sprogø). Die Standorte der Detektoren sind in Abbildung 3-27 **Error! Reference source not found.** angezeigt und sind im Hintergrundbericht Fledermauskartierung (WSP, 2024) näher beschrieben.

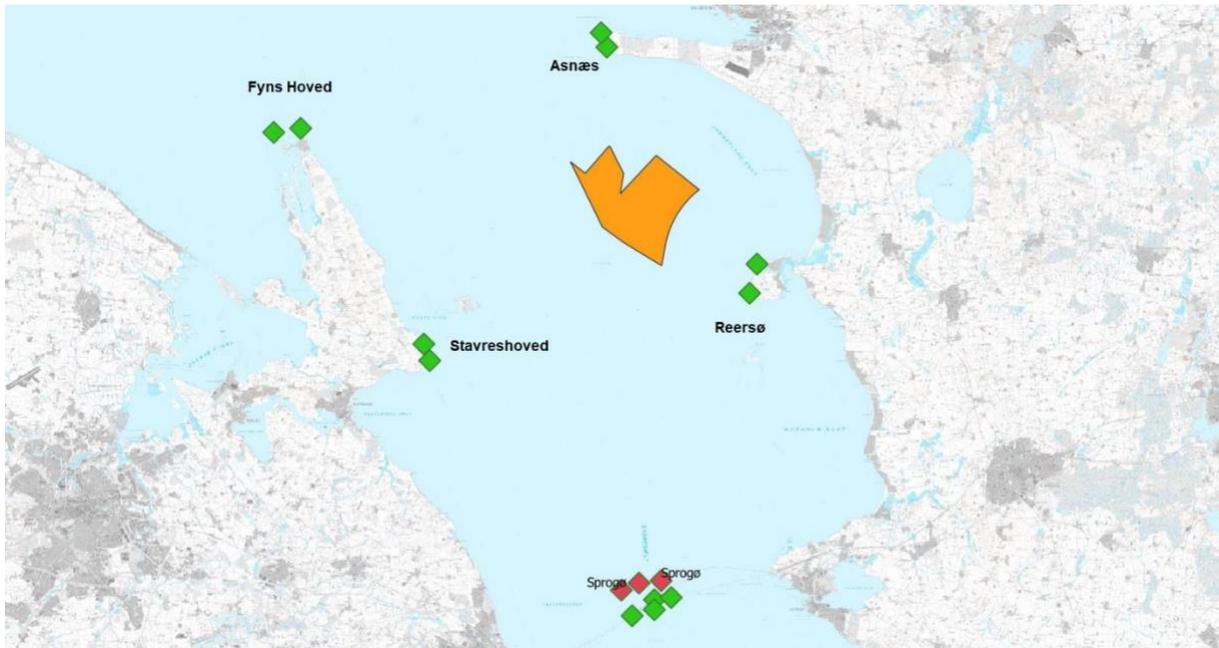


Abbildung 3-27. Die Standorte der insgesamt 12 Detektoren, die die Fledermausaktivität im Frühjahr (März-Mai) und Herbst (August-Oktober) 2021 gemessen haben (grüne Rauten). Die 4 Detektoren auf Sprogø (grüne Rauten) und die vier auf den Sprogø-Windenergieanlagen (rote Rauten) haben die Aktivität auch im Sommerzeitraum (Juni-Juli) 2021 gemessen.

3.2.3 Bestehende Bedingungen

Vier dänische Fledermausarten sind Fernwanderer und kommen nachweislich auf See vor. Dabei handelt es sich um Rauhautfledermäuse, Zweifarbfledermäuse, Leisler-Fledermäuse (nur in der Nord- und Ostsee) und Große Abendsegler. Andere Arten können in warmen, trockenen und windstillen Nächten auf See vorkommen, um an insektenreichen Orten nach Nahrung zu suchen, während es bei einigen Arten als unwahrscheinlich gilt, dass sie über das Meer fliegen (Mopsfledermaus, Braunes Langohr und Bechsteinfledermaus). (Christensen & Hansen, 2023).

In der Jammerland-Bucht wird erwartet, dass es an Land Lebensräume für Breitflügelfledermäuse, Mückenfledermäuse, Große Abendsegler, Wasserfledermäuse, Braune Langohren und Rauhautfledermäuse gibt (siehe Abschnitt 9.2 Natur). Im Rahmen der Felduntersuchungen im Jahr 2021 wurden folgende Arten erfasst: Rauhautfledermaus, Breitflügelfledermaus, Mückenfledermaus, Wasserfledermaus und Zweifarbfledermaus (siehe Hintergrundbericht Fledermauskartierung). (WSP, 2024).

Die sechs relevanten Arten sind Mückenfledermaus, Rauhautfledermaus, Großer Abendsegler, Breitflügelfledermaus, Wasserfledermaus und Zweifarbfledermaus. Für alle Arten in diesem Teil Dänemarks (der Kontinentalregion) ist der Erhaltungszustand günstig. (DCE Aarhus Universität, 2023) Darüber hinaus sind alle auf der dänischen Roten Liste als nicht gefährdet (LC) eingestuft. Bechstein- und Leisler-Fledermäuse gelten nicht als relevant, da sie in dänischen Binnengewässern nicht vorkommen. Die Biologie der relevanten Arten wird im Folgenden kurz beschrieben.

Die Mückenfledermaus ist eine sehr kleine Fledermaus und wahrscheinlich die am häufigsten vorkommende Fledermausart in Dänemark. Genau wie Rauhautfledermäuse sind Mückenfledermäuse dafür bekannt, von bestimmten Punkten aus z. B. Südschweden zu ziehen, wenn auch in geringerer Anzahl als Rauhautfledermäuse (Møller, Baagøe, & Degn, 2013). Rohdaten aus noch unveröffentlichten Studien zu Fledermäusen auf See zeigen nur wenige Aufzeichnungen von Mückenfledermäusen und die Studien deuten darauf hin, dass die Art nicht in großer Zahl über das Meer wandert.

Die Rauhautfledermaus ist eine kleine Fledermaus, die für lange Wanderungen bekannt ist und im Zusammenhang mit der Wanderung häufig auf See anzutreffen ist (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007). Die Rauhautfledermaus ist eine wandernde Art und im Frühling und Herbst an vielen Orten in Dänemark anzutreffen, z. B. auf vielen Inseln, entlang der Deiche im Wattenmeer, während ihrer Wanderung von Küsten im Süden (Herbst) und weit draußen auf dem Meer. Die Art ist in Dänemark sehr verbreitet. Während ihrer Wanderung legen Rauhautfledermäuse weite Strecken von über 1.000 km zurück und können täglich 30–50 km zurücklegen (Diertz, 2007). Die Art ist sowohl in der Ostsee als auch in der Nordsee die am häufigsten nachgewiesene Art auf See. (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007)

Der Große Abendsegler ist die größte Fledermaus Dänemarks und die Art kommt in Dänemark häufig vor. Der Große Abendsegler ist eine Art, die man oft tagsüber auf der Jagd sieht, besonders im Herbst. Während des Frühlings- und Herbstzugs ist der Große Abendsegler auch auf See anzutreffen, dies geht u. a. aus Kriegers Flak und Öresund hervor. Der Große Abendsegler ist dafür bekannt, während der Wanderung, die im Herbst in südwestlicher Richtung stattfindet, weite Strecken zurücklegen. (Diertz, 2007)

Breitflügelfledermäuse gehören zu den häufigsten Fledermäusen Dänemarks. Breitflügelfledermäuse kommen hauptsächlich stationär und in der Nähe von menschlichen Gebäuden vor. Die Art bewegt sich im Laufe des Jahres selten weiter als 50 km durch die Landschaft (Diertz, 2007). Allerdings wurden Breitflügelfledermäuse auch auf See angetroffen (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007).

Wasserfledermäuse sind in Dänemark eine sehr verbreitete Fledermausart. Die Art ist auf die Jagd auf Insekten über dem Wasser, hauptsächlich aber über Süßwasser, spezialisiert. Die Art überwintert hauptsächlich in Kalkgruben und ähnlichen Orten mit stabilen niedrigen Temperaturen. Es wurde festgestellt, dass die Art über Wasser wandert und in zunehmender Zahl an Zugpunkten vorkommt, z. B. im Herbst in Südschweden (Ahlén I. B., 2009) (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007). Wasserfledermäuse fliegen normalerweise unterhalb von 3 Metern über dem Meeresspiegel, sind aber auch dafür bekannt, nach Strukturen im Meer zu suchen, z. B. Windenergieanlagen und Leuchttürme (Ahlén I. B., 2009)

Zweifarbflieger sind eine mittelgroße Art, die im Nordosten Seelands sehr verbreitet ist, in anderen Teilen des Landes jedoch häufiger vorkommt. Auf der Roten Liste Dänemarks wird diese Fledermausart als nicht gefährdet (LC) eingestuft. Die Zweifarbfledermaus gehört zu den ausgeprägtesten Langstreckenfliegern. Die Zweifarbfledermaus wurde an Zugpunkten an der südschwedischen und süddänischen Küste sowie bei der Jagd und Wanderung weit draußen auf dem Meer beobachtet. (Møller, Baagøe, & Degn, 2013).

3.2.3.1 Beobachtungen an den einzelnen Standorten

Nachfolgend wird kurz auf die Ergebnisse der Fledermausstudien an den sechs Standorten eingegangen. Weitere Informationen finden Sie im Hintergrundbericht „Fledermauskartierung“ (WSP, 2024).

3.2.3.1.1 Fyns Hoved

Auf Fyns Hoved wurden wenige Fledermäuse registriert. Rauhautfledermäuse und Mückenfledermäuse sind die am häufigsten erfassten Arten. Große Abendsegler wurden im Herbst nur zweimal erfasst. Im Herbst wurden vereinzelt Breitflügel-Fledermäuse und Wasserfledermäuse erfasst. Weder im Frühling noch im Herbst gibt es auf Fyns Hoved Anzeichen einer nennenswerten Zugaktivität. Die Erfassungen von sowohl von Rauhaut- als auch Mückenfledermäusen sind so gleichmäßig über die Saison verteilt, dass sie als Tiere kleiner lokaler Bestände eingestuft werden.

3.2.3.1.2 Stavreshoved

Bei Stavreshoved waren die Fledermaus aktiver als bei Fyns Hoved. Vor allem Mückenfledermäuse waren im Gebiet sehr häufig vertreten und es ist möglich, dass es im Wald eine Wurfkolonie gibt. Die beiden eigentlichen Wanderfledermäuse, der Große Abendsegler und die Rauhautfledermaus, traten nur in relativ geringer Zahl und gleichmäßig über den Frühling verteilt auf.

Es gibt keine Anzeichen für eine nennenswerte Wanderung in der Region im Frühjahr. Allerdings kann eine leicht höhere Aktivität der Rauhautfledermäuse insbesondere Ende April und Anfang Mai ein Ausdruck ziehender Tiere sein.

Im Herbst war die Aktivität von Mückenfledermäusen, Rauhautfledermäusen und Großen Abendseglern höher als im Frühling und es wird beurteilt, dass ein Teil dieser Aktivitätssteigerung auf ziehende Fledermäuse zurückzuführen ist. Insbesondere bei Rauhautfledermäusen und Großen Abendseglern wird das Aktivitätsmuster mit hoher Aktivität über einige Tage und sehr schwankenden Aufzeichnungen als ein Ausdruck ziehender Tiere betrachtet.

3.2.3.1.3 Reersø

Entlang der Küste von Reersø wurde Ende April eine recht hohe Aktivität insbesondere von Mücken- und Rauhautfledermäusen registriert (10–20 Registrierungen pro Detektor und Nacht), was möglicherweise mit der Zugaktivität zusammenhängt. Insbesondere bei Rauhautfledermäusen deutet dies auf eine Zugaktivität hin, da die Art häufig und für einen sehr kurzen Zeitraum um den Monatswechsel April/Mai auftritt.

Im Herbst ist die Aktivität vor allem bei Großen Abendseglern, Rauhautfledermäusen und Mückenfledermäusen generell höher. Es ist wahrscheinlich, dass dies auf ziehende Fledermäuse zurückzuführen ist, da ein Muster von relativ wenigen Tagen mit hoher Aktivität nicht auf die Anwesenheit lokaler Tiere hindeutet, da diese regelmäßiger auftreten.

3.2.3.1.4 Asnæs

Im Frühling konnten an diesem Standort nur sehr wenige Fledermäuse nachgewiesen werden und es gab keine Hinweise auf eine nennenswerte Zugaktivität.

Im Herbst war etwas mehr Aktivität zu beobachten, wenn auch deutlich weniger als auf Reersø und bei Stavreshoved. Dies deutet nicht darauf hin, dass Asnæs ein bedeutender Migrationsort für Rauhautfledermäuse und Große Abendsegler ist. Mückenfledermäuse wurden im gesamten Herbst in einer einheitlichen mittelhohen Anzahl erfasst, was wahrscheinlich auf einen lokalen Bestand in den Wäldern von Asnæs zurückzuführen ist.

3.2.3.1.5 Sprogø

Sprogø wird sowohl im Frühling als auch im Sommer regelmäßig von Fledermäusen besucht. Im Allgemeinen ist die Aktivität jedoch gering und in den meisten Fällen dürften nur wenige Tiere über die Insel ziehen.

Im Herbst gibt es etwas mehr Erfassungen und es ist wahrscheinlich, dass die Insel regelmäßig von ziehenden Großen Abendseglern, Rauhaut-, Mücken- und Zweifarbfledermäusen passiert wird. Das Aktivitätsniveau ist im Vergleich zu Reersø und Stavreshoved jedoch gering.

3.2.3.1.6 Windenergieanlagen nördlich von Sprogø

Die Fledermausaktivität rund um die Windenergieanlagen nördlich von Sprogø wurde im Sommerzeitraum (Juni–Juli) untersucht. Im Allgemeinen gibt es nur sehr wenige Erfassungen und die Vorkommen können bei den meisten Arten als zufällig bezeichnet werden. In einer Nacht mit Windgeschwindigkeiten von weniger als 5 m/s, relativ hoher Luftfeuchtigkeit und einer Temperatur bei Sonnenuntergang von etwa 15 Grad gab es durchschnittlich 5 Registrierungen pro Detektor, deutlich mehr Registrierungen von Großen Abendseglern und Zweifarbfledermäusen als in allen anderen Nächten, in denen die Zahl im Durchschnitt nie über 1 pro Detektor lag. In 25 der insgesamt 35 Nächte, in denen Erfassungen vorgenommen wurden, konnten überhaupt keine Fledermäuse erfasst werden.

3.2.4 Mögliche Zugkorridore im nördlichen Großen Belt

Frühlingszug (März–Mai)

Die größte Fledermausaktivität wurde im Frühling auf Reersø verzeichnet, insbesondere in Bezug auf Rauhautfledermäuse und Mückenfledermäuse. Auf Reersø gab es Aufzeichnungen über kurze Zeiträume hoher Aktivität, insbesondere bei Rauhautfledermäusen, was auf eine Zugaktivität hindeutet. Bei Stavreshoved könnte die leicht erhöhte Aktivität der Rauhautfledermäuse Ende April und Anfang Mai eine Zugaktivität darstellen, dies ist jedoch unsicherer als bei Reersø. Auf Fyns Hoved, Asnæs und Sprogø war die Aktivität gering und gleichmäßiger verteilt, was nicht auf eine Zugaktivität hinweist.

Die Untersuchung weist somit darauf hin, dass im Frühling von Stavreshoved bis Reersø ein möglicher Zugkorridor für Fledermäuse bestehen könnte. Die Untersuchung zeigt keine kurzfristigen höheren Aktivitätsniveaus im Frühling von Fledermausarten, von denen bekannt ist, dass sie in der Nähe von Fyns Hoved, Asnæs oder Sprogø ziehen. Die Untersuchung ergab daher keine Hinweise auf Zugkorridore über das Meer von diesen Standorten aus.

Tabelle 3-2 Durchschnittliche Anzahl der Erfassungen pro Detektor und Nacht, gemessen über 32–34 Nächte im Frühjahr (16. März – 7. Mai).

Fledermäuse:	Großer Abendsegler	Rauhautfledermaus	Mückenfledermaus	Zweifarfledermaus
Fyns Hoved	0	0,2	2,8	0
Stavreshoved	0,3	0,7	8,8	0
Sprogø	0,1	0,3	0,1	0,01
Reersø	1,0	16,1	62,7	0
Asnæs	0	0,06	0,31	0,06

Herbstzug (August–Oktober)

Die stärkste Fledermausaktivität wurde im Herbst auf Reersø erfasst, aber auch auf Stavreshoved war die Aktivität hoch. Die Daten an beiden Standorten deuten auf eine Zugaktivität hin, da es kurze Zeiträume mit hoher Aktivität gab. Die Aktivität war auf Fyns Hoved, Asnæs und Sprogø gering und an diesen drei Standorten gab es keine Hinweise auf Zugaktivitäten, da die Aktivitäten regelmäßiger und gleichmäßiger auftraten

(Tabelle 3-3). Daten deuten darauf hin, dass es im Herbst zu einem potenziellen Fledermauszug von Reersø bis Stavreshoved und möglicherweise entlang der Brücke über den Großen Belt über Sprogø kommt.

Tabelle 3-3 Durchschnittliche Anzahl der Erfassungen pro Detektor und Nacht, gemessen über 34 Nächte im Herbst (23. August – 12. Oktober). Breitflügel-Fledermäuse wurden in Fyns Hoved nur wenige Male registriert und sind in der Tabelle nicht enthalten.

Fledermäuse:	Großer Abendsegler	Rauhautfledermaus	Mückenfledermaus	Zweifarb-Fledermaus
Fyns Hoved	0,03	0,3	4,5	0
Stavreshoved	8,3	16,3	32,6	0,1
Sprogø	1,2	1,6	3,2	0,1
Reersø	2,6	50,5	96,4	0
Asnæs	0,2	1,6	11,3	0

3.2.4.1 Fouragierende Fledermäuse auf See und in der Nähe von Windenergieanlagen

Im Sommer wurden auf Sprogø und im Bereich der Windkraftanlagen nördlich von Sprogø nur wenige Fledermäuse erfasst. Es wurden Große Abendsegler, Rauhautfledermäuse, Mückenfledermäuse und Zweifarb-Fledermäuse erfasst, aber zusammen wurden für die vier Arten nur 0,26 Fledermäuse pro Nacht pro Detektor erfasst. Die einzige Ausnahme bildete der 13. Juli mit sehr geringen Windgeschwindigkeiten (unter 5 m/s Gondelhöhe), relativ hoher Luftfeuchtigkeit und einer Temperatur bei Sonnenuntergang von etwa 15 Grad. In dieser Nacht wurden pro Detektor 3,7 Große Abendsegler und 1,7 Zweifarb-Fledermäuse registriert (siehe Abbildung 24 im Hintergrundbericht zur Fledermauskartierung).

Die Windenergieanlagen nördlich von Sprogø sind ungefähr genauso weit vom Festland entfernt (7 km) wie der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht (mindestens 6 km). Die Windenergieanlagen bei Sprogø befinden sich nicht in einer Bucht, liegen jedoch 800 Meter von einer kleinen Insel (Sprogø) entfernt, die über eine mögliche Orientierungslinie in Form der Brücke über den Großen Belt mit dem Festland verbunden ist. Die Untersuchung zeigt, dass Fledermäuse nicht in nennenswertem Umfang bei den Windenergieanlagen nach Nahrung suchen, die mehrere Kilometer weit im Großen Belt liegen.

3.2.5 Umwelteinflüsse

3.2.5.1 Bau- und Stilllegungsphase

Es wird davon ausgegangen, dass die Bau- und Stilllegungsphase auf See keine Auswirkungen auf Fledermäuse hat. Die Aktivitäten können keine Brut- oder Rastplätze beeinträchtigen, da solche auf See nicht vorhanden sind. Während der Bauarbeiten und der Stilllegung sind die Windenergieanlagen nicht in Betrieb und die Rotorblätter drehen sich nicht. Fledermäuse fliegen nicht in Strukturen, die sich nicht bewegen. Daher wird davon ausgegangen, dass es weder in der Bau- noch in der Stilllegungsphase zu Auswirkungen kommt. Erhebliche Auswirkungen auf ziehende Fledermäuse können daher verneint werden.

Tabelle 3-4 Gesamtauswirkungen in der Bauphase und der Stilllegungsphase in Bezug auf Fledermäuse.

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen (Bevorzugt, Alternative 1, Alternative 2)
Kollision	Fledermäuse:	Keine	Groß	Groß	Keine
Tödliches Barotrauma	Fledermäuse:	Keine	Groß	Groß	Keine

3.2.5.2 Betriebsphase

Werden die Windenergieanlagen in Gebieten aufgestellt, in denen Fledermäuse wandern oder nach Nahrung suchen, besteht während der Betriebsphase die Gefahr, dass Fledermäuse mit den rotierenden Teilen der Windenergieanlagen (den Rotorblättern) kollidieren oder die Fledermäuse durch den Winddruck geschädigt werden, der um die Rotorblätter der Windenergieanlagen entsteht, wenn diese rotieren (Barotrauma).

Felduntersuchungen zeigen, dass es zwei potenzielle Zugkorridore über den nördlichen Großen Belt gibt. Zwischen Reersø auf Seeland und Stavreshoved auf Fünen im Frühling und Herbst (hauptsächlich Große Abendsegler und Rauhautfledermäuse, möglicherweise auch Mückenfledermäuse) und entlang der Brücke über den Großen Belt im Herbst (Große Abendsegler, Rauhautfledermäuse, Mückenfledermäuse und Zweifarbfledermäuse).

Ein Zugkorridor zwischen Reersø und Stavreshoved führt dazu, dass die Fledermäuse südlich des Projektgebiets wandern.

Es wird davon ausgegangen, dass der potenzielle Zugkorridor der Fledermäuse von und nach Reersø durch das Projekt nicht beeinträchtigt wird, da die Fledermäuse südlich des Projektgebiets wandern werden.

Die Brücke über den Großen Belt ist etwa 20 km südlich vom Projektgebiet entfernt und Auswirkungen auf Fledermäuse entlang des potenziellen Zugkorridors zwischen Halsskov und Knudshoved über Sprogø können daher ausgeschlossen werden.

Frühere Untersuchungen an Fledermäusen zeigen, dass Fledermäuse weit draußen auf dem Meer nach Nahrung suchen können (Ahlén I. B., 2009). Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass Insekten zu bestimmten Jahreszeiten und unter bestimmten Wetterbedingungen von den Rotorblättern und Türmen der Windenergieanlagen angelockt werden können und sich daher bei den richtigen Wetterbedingungen viele Insekten um Windenergieanlagen ansammeln können, die Fledermäusen Nahrung bieten (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Die Ansammlung von Insekten ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Teile der Windenergieanlagen tagsüber erhitzt werden und nachts Wärme abstrahlen, und dass diese Wärme Insekten anzieht. Das Phänomen tritt nur bei geringen Windgeschwindigkeiten (unter 5–6 m/Sek.) auf, da die Insekten bei höheren Windgeschwindigkeiten von den Windenergieanlagen wegdriften. Das Phänomen tritt sowohl bei Onshore-Windenergieanlagen als auch bei küstennahen Offshore-Windenergieanlagen sowie bei weiter vor der Küste gelegenen Offshore-Windenergieanlagen auf, die im Zugkorridor liegen, und ist im Spätsommer (August) am stärksten verbreitet (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Vorläufige, unveröffentlichte Daten des Offshore-Windparks Kriegers Flak deuten darauf hin, dass fouragierende Fledermäuse auf See vor allem im Spätsommer und fast ausschließlich in Nächten mit völlig ruhigem Wetter vorkommen, d. h. bei Windgeschwindigkeiten von weniger als 3 m/s, die an küstenseitigen Wetterstationen gemessen wurden (Christensen & Hansen, 2023). Dies ist vermutlich der Fall, weil diese Jahreszeit und diese Wetterbedingungen den insektenfressenden Fledermäusen gute Möglichkeiten zur

Nahrungssuche bieten. Es wird davon ausgegangen, dass Fledermäuse nur dann auf See nach Nahrung suchen, wenn die Belohnung in Form eines guten Nahrungsangebots größer ist als das Risiko, über das Meer zu fliegen. Die Felduntersuchungen über Windenergieanlagen im Großen Belt (bestehende Windenergieanlagen nördlich von Sprogø, etwa 20 km vom Projektgebiet für den küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht entfernt) zeigen, dass fouragierende Fledermäuse an Offshore-Windenergieanlagen im Großen Belt nur in begrenztem Umfang und vor allem bei niedrigen Windgeschwindigkeiten erfasst werden.

Der küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht wird mindestens 6 km von der Küste entfernt liegen und es ist möglich, dass einige Fledermäuse, insbesondere im Spätsommer in warmen und ruhigen Nächten von der Küste aus fliegen, um über dem offenen Meer und rund um die Windenergieanlagen nach Nahrung zu suchen. Schätzungen zufolge wird dies nur selten passieren und wird es in Nächten mit geringer Windgeschwindigkeit und warmen Temperaturen nur wenige futtersuchende Individuen geben. Es wird geschätzt, dass der küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht geringe Auswirkungen auf das Verhalten bei der Nahrungssuche von Mückenfledermäusen, Rauhaufledermäusen, Großen Abendseglern, Breitflügelfledermäusen, Wasserfledermäusen und Zweifarbfledermäusen haben wird, da die Windenergieanlagen sich aufheizen und daher die Nahrung der Fledermäuse und damit die Fledermäuse angelockt werden können. Daraus ergibt sich die Gefahr einer Kollision mit den Rotorblättern. Die genannten Arten kommen häufig vor, stehen nicht auf der Roten Liste und haben einen günstigen Erhaltungszustand (DCE Aarhus Universität, 2023). Insgesamt wird davon ausgegangen, dass ein erheblicher Einfluss auf die Populationen von Mückenfledermäusen, Rauhaufledermäusen, Großen Abendseglern, Breitflügelfledermäusen, Wasserfledermäusen und Zweifarbfledermäusen, ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 3-5 Gesamtauswirkungen in der Betriebsphase in Bezug auf Fledermäuse auf See.

Auswirkung	Rezeptor	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtauswirkungen (Bevorzugtes Projekt, Alternative 1, Alternative 2)
Kollisions- und Barotraumagefahr	Zugkorridore für Fledermäuse	Keine	Groß	Groß	Keine
Futtersuche mit Kollisions- und Barotrauma-Gefahr	Fledermäuse auf Nahrungssuche	Niedrig	Groß	Groß	Niedrig

3.2.6 Zusammenfassung

Es wird nicht davon ausgegangen, dass die Bauphase und die Stilllegungsphase des küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht ein Risiko für Auswirkungen auf Fledermäuse darstellen. Die möglichen Auswirkungen erfolgen durch Kollision (oder Luftdruck durch die Bewegung der Rotorblätter). Dies ist nicht relevant, wenn sich die Rotorblätter nicht bewegen.

Während der Betriebsphase besteht bei Fledermäusen, die dicht an den Windenergieanlagen vorbeifliegen, die Gefahr, von den Rotorblättern getroffen zu werden oder sich durch den Luftdruck aus der Bewegung der Rotorblätter zu verletzen (Barotrauma). Die durchgeführten Feldstudien zeigen, dass es einen potenziellen Zugkorridor zwischen Reersø auf Seeland und Stavreshoved auf Fünen sowie entlang der Brücke über den Großen Belt gibt. Es wurden keine Hinweise auf andere Zugkorridore gefunden. Der potenzielle Zugkorridor für Fledermäuse von und nach Reersø verläuft südlich des Projektgebiets für den Windpark und wird daher nicht als Auswirkung eingestuft.

Die durchgeführten Felduntersuchungen zeigen, dass Fledermäuse auf Nahrungssuche in der Nähe von Windenergieanlagen im Großen Belt nur in begrenztem Umfang und vor allem bei niedrigen Windgeschwindigkeiten erfasst werden.

Insgesamt wird für den Offshore-Teil des Projekts davon ausgegangen, dass erhebliche Auswirkungen auf Fledermäuse ausgeschlossen werden können.

Tabelle 3-6 Zusammenfassung der Auswirkungen in der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase in Bezug auf wandernde und nach Nahrung suchende Fledermäuse im Meeresgebiet.

Auswirkung	Rezeptor	Phase	Gesamtauswirkungen	Projekt
Kollisions- und Barotraumagefahr	Zugkorridore für Fledermäuse	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Keine	
		Stilllegung	Keine	
Futtersuche mit Kollisions- und Barotrauma-Gefahr	Fledermäuse auf Nahrungssuche	Anlage	Keine	Bevorzugtes Projekt, Alternative 1 und Alternative 2
		Betrieb	Niedrig	
		Stilllegung	Keine	

3.3 Meeressäuger

3.3.1 Einleitung

In diesem Abschnitt werden die möglichen Folgen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht für relevante Arten von Meeressäugern, nämlich Kegelrobbe, Seehund und Schweinswal behandelt. Abschnitt 10 Natura 2000 und Anhang IV-Arten enthalten eine Bewertung von Schweinswalen im Hinblick auf den Schutz gemäß der Habitatverordnung.

Relevante Meeressäugerarten, die einbezogen werden, folgen den Empfehlungen von Tougaard et al. (2021). Andere Arten von Meeressäugern, die in dänischen Gewässern sporadisch vorkommen können, werden daher im folgenden Abschnitt nicht behandelt.

Die größte bekannte Bedrohung für Schweinswale und Robben geht von unbeabsichtigtem Beifang beim Netzfischen aus, aber auch Umweltverschmutzung, Unterwasserlärm, starker Bootsverkehr und ein verringertes Nahrungsangebot (z. B. durch Überfischung) können sich negativ auf die Tiere auswirken. Im Folgenden wird bewertet, welche Auswirkungen das Projekt auf Schweinswale und Robben während des Baus, des Betriebs und der Stilllegung des Offshore-Windparks haben kann.

Alle Walarten sind in Anhang II und IV der EU-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) aufgeführt. (EU, 1992) und fallen auch unter die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der EU. Darüber hinaus sind sie in Anhang II der Berner Konvention, Anhang II der Bonner Konvention und Anhang II des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) enthalten. Sie sind außerdem durch das Abkommen „Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas“ (ASCOBANS unter Bonner-Konvention) und HELCOM geschützt.

Die Robben sind in Anhang II und Anhang V der Habitat-Richtlinie der EU (92/43/EWG) aufgeführt und fallen entsprechend unter die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der EU. Sie sind in Anhang II der Berner Konvention, Anhang II der Bonner Konvention und Anhang II des Washingtoner Artenschutzübereinkommens (CITES) aufgeführt. Darüber hinaus stehen sie unter der Conservation of Migratory Species of Wild Animals, die zum Schutz der Seehunde im Wattenmeer eingeführt wurde. Die Kegelrobbe wird auf der dänischen Roten Liste als gefährdet (VU) eingestuft, während der Seehund als nicht gefährdet (LC) eingestuft wird.

3.3.2 Methode

Das Vorkommen von Meeressäugern im Gebiet um den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht basiert auf den neuesten verfügbaren Erkenntnissen über die Populationen von Robben und Schweinswalen im Großen Belt (Søgaard, et al., 2018; Unger, et al., 2021; Sveegaard S., 2022; Hansen & Høgslund, 2023; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018), Ergebnissen von Studien, die im Zusammenhang mit den Vorstudien durchgeführt wurden (Orbicon, 2018a) sowie auf weiteren Studien, die in den Jahren 2020, 2021 und 2022 (BioConsult SH, 2023) für das konkrete Projekt durchgeführt wurden. Darüber hinaus basiert dieser Abschnitt auf wissenschaftlichen Artikeln und Berichten über die Auswirkungen großer Bauprojekte auf Meeressäuger, wobei ein besonderer Schwerpunkt auf Unterwasserlärm im Zusammenhang mit dem Einrammen von Monopiles liegt (Tougaard & Michaelsen, 2018; Nabe-Nielsen, et al., 2018; WSP & BioConsult SH, 2021; Orbicon | WSP, 2020b; NIRAS, 2021a; Orbicon, 2014d).

3.3.2.1 Datengrundlage

Im Zeitraum Oktober 2014 bis April 2015 wurde eine Untersuchung zum Vorkommen von Vögeln und Meeressäugern in einem großen Gebiet durchgeführt, in dem der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht errichtet werden soll (Orbicon, 2018a). Die durchgeführten Felduntersuchungen zum Vorkommen von Schweinswalen und Robben erfolgten durch Registrierungen aus Flugzeugen (insgesamt 5 Erhebungen). Darüber hinaus wurden im Zeitraum September 2020 bis Mai 2022 weitere 22 Felduntersuchungen aus Flugzeugen mit der gleichen Methode wie in den Jahren 2014–2015 durchgeführt. In diesem Abschnitt wird die Anzahl der Meeressäuger für die Flugzählungen beschrieben, die in den Jahren 2014 und 2015 sowie in den Jahren 2020–2022 in einem großen Gebiet durchgeführt wurden, in dem der Offshore-Windpark errichtet werden soll. Die Tierdichte, mit der berechnet wird, wie viele Tiere beim Einrammen der Monopiles des Projekts von Lärm betroffen sind, basiert auf Überwachungsdaten aus dem Großen Belt für Schweinswale und Robben (Unger, et al., 2021; Søgaard, et al., 2018; Hansen & Høgslund, 2023; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Hammond et al., 2021; Gilles, et al., 2023).

Darüber hinaus wurden Daten von 5 C-PODs (akustischen Abhörstationen) aus den Gebieten „Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord“ sowie „Central Storebælt und Vresen“ verwendet, die Teil der nationalen Artenüberwachung im Großen Belt 2012 bzw. 2014 (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) sowie 2017/18 (Hansen & Høgslund, 2023) sind. Diese Daten wurden verwendet, um das Aktivitätsmuster von Schweinswalen das ganze Jahr über in der Nähe des Projektgebiets zu untersuchen.

3.3.2.2 Bemessungsgrundlage

Die Errichtung (Bau, Betrieb und Stilllegung) des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht inkl. Kabelverlegung kann möglicherweise negative Auswirkungen auf die Meeressäuger in der Region haben. Die größten Auswirkungen entstehen durch Unterwasserlärm im Zusammenhang mit dem Einrammen von

Fundamenten und in geringerem Maße durch Lärmeinwirkungen über Wasser (nur relevant für Robben) und im Zusammenhang mit Schwebstoffen bei der Kabelverlegung.

Während der Betriebsphase kommt es zu Lärmbelastungen durch die Windenergieanlagen. Darüber hinaus erzeugen die Kabel ein elektromagnetisches Feld, das Meeressäuger beeinträchtigen kann (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Bei der Errichtung der Fundamente wird der natürlich vorkommende Lebensraum durch ein eingebrachtes Hartbodensubstrat in Form eines Steinerosionsschutzes ersetzt, was zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Fischpopulation führen kann, die sowohl für Robben als auch für Schweinswale eine Nahrungsquelle darstellt.

Bewertungen der möglichen Auswirkungen auf Meeressäuger (Robben und Schweinswale) werden auf der Grundlage individueller Einschätzungen der Größe der Belastung (Intensität/Komplexität, Dauer und Ausmaß), der Empfindlichkeit der Tiere gegenüber den Auswirkungen und des Ausmaßes der Belastung (Grad der Signifikanz) erstellt. Eine detailliertere Übersicht über die Bewertungsmethodik finden Sie in Kapitel 6.

Die potenziellen Auswirkungen auf Meeressäuger, unterteilt nach Projektphasen, sind in Tabelle 3-7 zusammengefasst. In den folgenden Abschnitten werden die möglichen Auswirkungen für die drei Projektphasen beschrieben und bewertet. Die Bewertung ist in den entsprechenden Abschnitten für die einzelnen Projektphasen unterteilt.

Tabelle 3-7 Mögliche Auswirkungen auf Meeressäuger in den verschiedenen Projektphasen.

Mögliche Auswirkungen	Anlage	Betrieb	Stilllegung
Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen	X		X
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Unterwasserlärm)	X		
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Luftschall)	X		
Kurzfristiger Lebensraumverlust beim Einrammen durch Abschrecken	X		
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.	X	X	X
Langfristige Lebensraumveränderungen durch die Einführung von neuem Hartsubstrat		X	
Unterwasserlärm durch die Detonation von Blindgängern (UXO), der das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann	X		
Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus, der sich auf die Tiere auswirken kann		X	

3.3.2.3 Lärmmodellierung und Kriterien für Meeressäuger

Die mit Abstand größte Lärmbelastung durch das Projekt wird durch das Einrammen von Monopiles entstehen. Die Bewertung gilt sowohl für das bevorzugte Projekt als auch für die beiden Alternativen. Die Anzahl der Windenergieanlagen variiert zwischen 16 und 21 für die bewerteten Alternativen. Die Größe der Anlagen variiert ebenfalls (siehe Projektbeschreibung Abschnitt 4). Die Modellierung des Unterwasserlärms wurde für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, durchgeführt (siehe Details im Abschnitt **Error! Reference source not found.** Unterwasserlärm). Die Beschreibung der Methode zur Modellierung und die

Ergebnisse der Berechnungen sind im technischen Hintergrundbericht (ITAP, 2024) aufgeführt und in Abschnitt **Error! Reference source not found.** zusammengefasst.

Mögliche Auswirkungen auf Schweinswale und Robben in Form eines dauerhaften Hörverlusts (Permanent Threshold Shift, PTS) und einer vorübergehenden Hörbeeinträchtigung (Temporary Threshold Shift, TTS) basieren auf neuen Erkenntnissen auf diesem Gebiet, vgl. die Richtlinien der dänischen Energieagentur vom Mai 2022 (Energistyrelsen, 2022a).

Bezüglich dauerhaftem Hörverlust (PTS) und vorübergehender Hörbeeinträchtigung (TTS) von Meeressäugern infolge der Einwirkung von starkem Lärm gelten die Empfehlungen der USA (NOAA, 2016; NOAA, 2018; Southall, et al., 2019), was in den dänischen Richtlinien umgesetzt wurde (Energistyrelsen, 2022a). Im Wesentlichen wird der Grenzwert für die zulässige Exposition von Meeressäugern durch die kleinste Einwirkung definiert, die zu einem dauerhaften Hörverlust (PTS) oder einer vorübergehenden Hörbeeinträchtigung (TTS) führen kann. Diese Grenzwerte werden als kumulative akustische Energie (Expositions-dosis, sound exposure level, SEL) über die gesamte Exposition des Tieres berechnet, jedoch auf maximal 24 Stunden begrenzt. Die Dosis wird aus frequenzbewerteten Schalldrücken berechnet, wobei berücksichtigt wird, dass die verschiedenen Arten nicht über das gesamte Frequenzspektrum gleich gut hören (Tabelle 3-8).

Tabelle 3-8 Angewandte Toleranzgrenzen zur Beurteilung der Lärmauswirkungen auf Meeressäuger.

Wirkung	Angewandtes Kriterium – Robben	Angewandtes Kriterium – Schweinswale	Referenz
Dauerhafter Hörverlust (PTS)	185 dB, SELcum, PCW	155 dB, SELcum, VHF	(Energistyrelsen, 2022a)
Vorübergehender Hörverlust (TTS)	170 dB, SELcum, PCW	140 dB, SELcum, VHF	(Energistyrelsen, 2022a)
Verhaltensänderungen	103 dB, SELcum, VHF	103 dB, SELcum, VHF	(Russell, et al., 2016) (Energistyrelsen, 2022a)

Lärmauswirkungen können auch zu Verhaltensstörungen bei Meeressäugern führen. Dies kann in Form von Verdrängung aus einem größeren oder kleineren Bereich um die Lärmquelle geschehen, wobei davon ausgegangen wird, dass die Tiere in den Bereich zurückkehren, wenn die Lärmquelle verschwunden ist. Die Auswirkungen können auch eine Verhaltensänderung ohne Verdrängung zur Folge haben, z. B. in Form der Einstellung der Nahrungssuche oder Ruhe (Bas, Christiansen, Öztürk, Öztürk, & McIntosh, 2017). In beiden Fällen wirkt sich dies negativ auf die Energiebilanz der Tiere aus, da der Energieverbrauch für den Flug erhöht ist und die Zeit für die Nahrungssuche verkürzt wird. Eine einzelne, geringfügige Auswirkung wird kaum messbare Auswirkungen auf das einzelne Tier haben, aber die Wirkung kumuliert sich bei wiederholten Störungen und irgendwann reicht die Auswirkung aus, um die Fitness und/oder die Fortpflanzungsfähigkeit des Tieres negativ zu beeinflussen. Geschieht dies gleichzeitig bei einer größeren Anzahl von Individuen, hat dies insgesamt negative Auswirkungen auf die Population (geringere ökologische Tragfähigkeit und geringere Wachstumsrate). In der Praxis ist es jedoch sehr schwierig, diese Auswirkungen auf Bestandsebene abzuschätzen, und in der Praxis ist es unmöglich, sie direkt zu messen.

Zur Berechnung der Ausdehnung des gestörten Bereichs wird ein Grenzwert von 103 dB für Schweinswale herangezogen, vgl. die dänischen Richtlinien (Energistyrelsen, 2022a). Für die anderen Arten gibt es keine allgemeinen Reaktionsschwellen, d. h. Schwellenwerte, die möglicherweise durch einen empfangenen Schalldruck ausgedrückt werden, evt. frequenzgewichtet wie bei Schweinswalen. Untersuchungen zu den Reaktionen von Robben auf das Einrammen von Monopiles im Zusammenhang mit dem Bau von Windenergieanlagen zeigen, dass Robben auf diese Geräusche in Entfernungen reagieren, die mit den

Reaktionsentfernungen von Schweinswalen vergleichbar sind (Russell, et al., 2016), weshalb davon ausgegangen wird, dass die modellierten Wirkungsabstände für Schweinswale in diesem Projekt auch für Robben gelten.

Bei der Beurteilung der Gesamtauswirkungen ist es wichtig, die Bedeutung des Gebiets und die Sensibilität der betreffenden Population zu berücksichtigen. In Gebieten mit geringerer Bedeutung werden die Auswirkungen auf die Tiere daher auch geringer sein als in Gebieten mit größerer Bedeutung, wie zum Beispiel Brutgebieten oder wichtigen Nahrungsgebieten. Ebenso können Populationen mit einem günstigen Erhaltungszustand größeren Belastungen standhalten als Populationen, deren Erhaltungszustand als ungünstiger eingeschätzt wird.

Weitere Informationen zum implementierten Lärmmodell für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht sind in ITAP (2024) und Abschnitt 8.17 dieses Berichts enthalten.

3.3.3 Bestehende Bedingungen

3.3.3.1 Schweinswal (*Phocoena phocoena*)

Schweinswale sind die häufigste Walart in Dänemark und können das ganze Jahr über in dänischen Gewässern beobachtet werden. Schweinswale gehören zu den kleinsten Zahnwalen und haben eine durchschnittliche Lebenserwartung von 8–10 Jahren und eine maximale Lebenserwartung von 20 Jahren (Bjørge & Tolley, 2009). Im Vergleich zu anderen Zahnwalen ist dies eine relativ kurze Lebensdauer. Der Schweinswal ist in seiner Nahrungsauswahl sehr vielseitig, ernährt sich jedoch in der Regel von verschiedenen Fischarten, sowohl pelagischen als auch am Boden lebenden Arten. Im weichen Boden versteckte Fische werden durch das Aussenden von Echo-Orientierungsgeräuschen geortet. Damit gehören Schweinswale zu den 11 Walarten, die ein hochfrequentes Biosonar nutzen, um Nahrung zu orten und sich unter Wasser zu orientieren (Miller, 2013). In der Nähe des Untersuchungsgebiets wurden keine besonderen Aufwuchsgebiete identifiziert, es wird jedoch eingeschätzt, dass sich Schweinswale überall in dänischen Gewässern fortpflanzen können.

Aufgrund der Unterschiede in Genetik, Morphologie und Bewegungsmuster werden Schweinswale in 3 Populationen/Verwaltungseinheiten eingeteilt: Die Nordsee-, Ostsee- und Beltseepopulationen (Galatius, Kinze, & Teilmann, 2012; Sveegaard, et al., 2015; Wiemann, et al., 2010; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Es muss davon ausgegangen werden, dass es sich in erster Linie um Schweinswale der Beltseepopulation handelt, die im Projektgebiet in der Jammerland-Bucht beheimatet ist. Die Beltseepopulation umfasst den südlichen Teil des Kattegats, den Großen Belt, den Öresund und die westliche Ostsee (Schweden, Deutschland und Dänemark). Der Schweinswal ist nicht gleichmäßig verteilt, sondern sammelt sich an sogenannten Hotspots, was vermutlich auf die Verfügbarkeit von Beutetieren zurückzuführen ist (Gilles A. S., 2011; Sveegaard S., et al., 2012). Anhand von Satellitensendern, die seit 1997 an über 130 Schweinswalen angebracht wurden, wurden besonders wichtige Gebiete und Migrationskorridore für die Beltseepopulation kartiert (Sveegaard, Teilmann, Tougaard, & Dietz, 2011; Sveegaard, et al., 2015; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) (Abbildung 3-28).

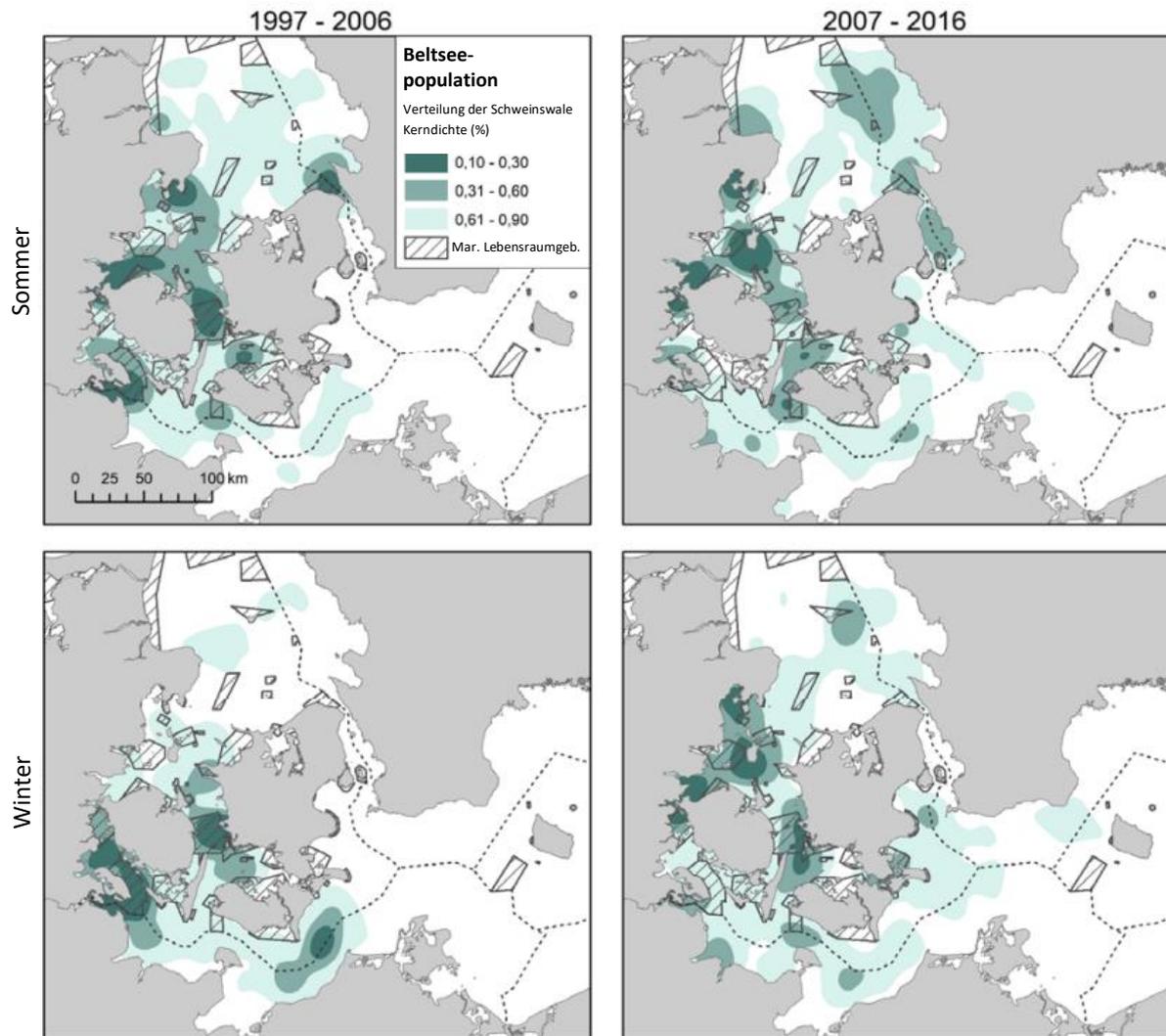


Abbildung 3-28 Aus (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Verteilung der per Satellit markierten Schweinswale im Verwaltungsgebiet Beltsee, analysiert als Kerndichte (je dunkler die Farbe, desto höher die Dichte), verteilt über einen 10-Jahres-Zeitraum mit zwei Jahreszeiten (Sommer: April–September, Winter: Oktober–März). Die Anzahl der Schweinswale und Positionen pro Analyse: 1997-2006, Sommer: 39 Tiere/1958 Pos., 1997-2006, Winter: 18 Tiere/765 Pos., 2007-2016, Sommer: 43 Tiere/1540 Pos., 2007-2016, Winter: 33 Tiere/1076 Pos.

Der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht liegt im nördlichen Teil des Teilgebiets „Großer Belt“, das in der Studie als wichtiges Gebiet für Schweinswale in den dänischen Binnengewässern eingestuft wird. Bezüglich des Großen Belts wird außerdem angegeben, dass insbesondere das Gebiet rund um die Brücke über den Großen Belt das ganze Jahr über von Bedeutung ist, während der Kalundborg-Fjord vor allem im Winter genutzt wird. In allen Teilen des Großen Belts wurden hohe Weibchendichten festgestellt, und der Große Belt stellt auch den wichtigsten Korridor für Tiere dar, die zwischen den nördlichen und südlichen dänischen Gewässern wandern. Das Gebiet selbst, in dem der Küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht errichtet werden soll, ist nicht als Gebiet mit hoher Populationsdichte ausgewiesen (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) und scheint für die Population im Zeitraum 2007–2016 von geringerer Bedeutung gewesen zu sein als im Zeitraum 1997–2006. Im Rahmen von SCANS-IV wurden im Juni/Juli 2022 Schweinswale im und um das Projektgebiet durch Flugzählungen erfasst (Sveegaard S. , 2022).

Schweinswale bleiben in den ersten 10–11 Monaten nach der Geburt bei der Mutter (Lockyer & Kinze, 2003) und reagieren in dieser Zeit besonders empfindlich auf Störungen, die zur Trennung von Mutter und Kalb führen können. Schweinswale der Beltseepopulation bringen ihre Jungen im April und Oktober zur Welt (Lockyer & Kinze, 2003). Die Zahl der neugeborenen Kälber steigt von Mai (9,1 % der Kälber werden hier geboren) bis Juni (6,9–10,6 %) und erreicht ihren Höhepunkt im Juli-August (11,5–23,8 %) (Kinze, 1990). Der Gefährdungszeitraum erstreckt sich daher für Schweinswale in der Beltsee über das ganze Jahr, am größten ist die Gefährdung jedoch von Mai bis August, da es zu dieser Zeit möglicherweise eine große Anzahl neugeborener Kälber gibt. Im Projektgebiet Jammerland-Bucht wurden weder bei den Felduntersuchungen in den Jahren 2014 und 2015 (Orbicon, 2018a) noch in den Jahren 2020–2022 (BioConsult SH, 2023) oder im Zusammenhang mit den nationalen Zählungen ab 2020 Kälber erfasst (Unger, et al., 2021).

Im Zusammenhang mit Flugzählungen, die 2014 und 2015 (Orbicon, 2018a) für den küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht durchgeführt wurden, wurden im gesamten Untersuchungsgebiet 76 Individuen (6 Schweinswale innerhalb des Projektgebiets Offshore-Windpark selbst und 70 Individuen außerhalb des Projektgebiets) erfasst. Bei den 22 durchgeführten Flugzählungen im Zeitraum 2020–2022 wurden insgesamt 39 Schweinswale erfasst, wobei die größte Zahl im Juli und November 2021 (8 Schweinswale) und die zweitgrößte Zahl im März 2022 (5 Schweinswale) verzeichnet wurde. Von den 8 im Juli 2021 beobachteten Schweinswalen wurde nur ein Schweinswal im Untersuchungsgebiet erfasst (siehe Abb. 3–11 in (BioConsult SH, 2021)). Sowohl die in den Jahren 2014 und 2015 als auch in den Jahren 2020–2022 durchgeführten Zählungen wurden gemäß den Richtlinien für Vogelzählungen durchgeführt, siehe Abschnitt **Error! Reference source not found.**, wo auch Schweinswale gezählt wurden. Ein wesentlicher Unterschied in den Richtlinien für Vögel und Schweinswale (Sveegaard & Teilmann, 2018; Petersen, Sterup, & Nielsen, 2019) sind die Flughöhen 250 Fuß (76 m) bzw. 600 Fuß (183 m).

Allerdings werden in anderen Ländern Zählungen von Schweinswalen in einer Höhe von 250 Fuß durchgeführt, darunter auch in Deutschland, wo mindestens 60 bis 80 Beobachtungen pro Flug erforderlich sind, bevor die tatsächliche Tierdichte berechnet werden kann (Thomsen, Ugarte, & Evans, 2005). Bei den durchgeführten Flügen wurde keine ausreichende Anzahl an Tieren pro Flug beobachtet, weshalb für die Jahre 2014/2015 und 2020/2022 keine tatsächlichen Dichteberechnungen für Schweinswale im Gebiet durchgeführt werden können. Selbst wenn die Flüge in einer Höhe von 600 Fuß durchgeführt worden wären, wäre die Anzahl der in den untersuchten Linien in den Jahren 2020, 2021 und 2022 gezählten Tiere wahrscheinlich zu gering, um echte Dichteberechnungen durchzuführen. Dies ist auf die Tatsache zurückzuführen, dass das untersuchte Gebiet klein ist und die Tierdichte in dem Gebiet gering ist. In diesem Umweltverträglichkeitsbericht stammen die Dichteberechnungen jeweils aus SCANS-III (Hammond et al., 2021), MiniSCANS-II (Unger, et al., 2021) und SCANS-IV (Gilles, et al., 2023) (siehe Beschreibung unten).

Die Schweinswalpopulation in der Beltsee wurde in den Jahren 2012, 2016, 2020 und 2022 im Zusammenhang mit SCANS- und MiniSCANS-Untersuchungen erfasst und geschätzt (Viquerat et al., 2014; Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Auch in den Jahren 1994 und 2005 wurden SCANS-Zählungen durchgeführt, diese Daten sind jedoch nicht in diesem Bericht enthalten, da die Untersuchungsgebiete der Populationen nicht mit den neueren Daten identisch sind, da die Verbreitung der Population erst in den letzten Jahren bekannt geworden ist (siehe evtl. Abbildung 3-29 sowie (Gilles, et al., 2023)). Im Rahmen von MiniSCANS-I im Jahr 2012 (Viquerat et al., 2014) und SCANS-III im Jahr 2016, wurden in dänischen Binnengewässern Zählungen von Schiff (Hammond et al., 2021) durchgeführt, während im Rahmen von MiniSCANS-II im Jahr 2020 (Unger, et al., 2021) und SCANS-IV im Jahr 2022 (Gilles, et al., 2023) Flugzählungen durchgeführt wurden. Es gab keinen signifikanten Unterschied in den Populationsschätzungen von 2012 und

2016, als die Population auf etwa 40.475 (95 %-Konfidenzintervall: 25.614 – 65.041) und etwa 42.324 Schweinswale (95 %-Konfidenzintervall: geschätzt wurde 23.368 – 76.658) (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Hammond et al., 2021; Unger, et al., 2021). Nach den Zählungen im Jahr 2016 ging man von einer stabilen Population im Großen Belt von etwa 40.000 Individuen aus (Hammond, et al., 2017; Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018; Viquerat et al., 2014). Diese Annahme wurde jedoch nach Zählungen im Jahr 2020 im Zusammenhang mit MiniSCANS-II in Frage gestellt. Basierend auf den Zählungen im Jahr 2020 wurde die Population im Großen Belt nun auf 17.301 Schweinswale geschätzt (95 % KI = 11.695–25.688). (Unger, et al., 2021) Dies war die niedrigste Schätzung seit der Überarbeitung der Populationsverteilung im Jahr 2012 (siehe Abbildung 3-29). Diese niedrigere Bestandsschätzung wurde im Zusammenhang mit den letzten Zählungen aus dem Jahr 2022 bestätigt. Basierend auf den Zählungen im Jahr 2022 wurde die Beltseepopulation auf 14.403 Schweinswale geschätzt (95 %-KI = 9.555–21.769). (Gilles, et al., 2023). Die Zählungen im Jahr 2020 gaben Anlass zur Sorge hinsichtlich der Entwicklung und des Zustands der Beltseepopulation. Unger et al. (2021) weist darauf hin, dass die Abweichungen zwischen diesen neuen Daten und insbesondere die Abweichungen zu den Daten aus dem Jahr 2016 dazu führen, dass weitere Analysen und Daten erforderlich sind, um feststellen zu können, ob die Schweinswalddichte in der Population tatsächlich abnimmt (Unger, et al., 2021). Die neuesten Daten aus dem Jahr 2022 bestätigen, dass ein allgemeiner Abwärtstrend bei der Beltseepopulation zu beobachten ist, und Gilles et al. (2023) kam zu dem Schluss, dass die Population von 2012 bis 2022 um 1,5 % pro Jahr zurückgegangen ist, von etwa 40.475 Schweinswalen im Jahr 2012 (95 % Konfidenzintervall: 25.614–65.041) (Viquerat et al., 2014) auf etwa 14.403 Schweinswale (95 % KI = 9.555–21.769) im Jahr 2022 (Gilles, et al., 2023). Dieser Rückgang ist jedoch nicht signifikant, wenn eine Leistungsanalyse der Daten durchgeführt wird. Es bedarf daher mehrerer Analysen, um Aufschluss über den Zustand der Beltseepopulation zu geben (Gilles, et al., 2023). Die Schweinswalpopulation in der Beltsee gilt als günstig. Aufgrund des beobachteten Rückgangs der Population um 1,5 % pro Jahr von 2012 bis 2022 kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Erhaltungszustand bei der nächsten Beurteilung (voraussichtlich im Jahr 2025) nach unten angepasst wird, da die letzte Einschätzung aus dem Jahr 2019 stammt).

Basierend auf den Zählungen von SCANS aus dem Großen Belt wurde bis 2020 von einer stabilen Schweinswalpopulation ausgegangen. Wenn die Populationsdichte der Schweinswale in der Gegend stabil gewesen wäre, könnte man einfach anhand der neuesten verfügbaren Daten berechnen, wie viele Tiere möglicherweise vom Lärm durch das Einrammen betroffen sind. Jüngste Daten deuten jedoch darauf hin, dass die Population möglicherweise nicht stabil ist (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023), weshalb beide Daten aus den nationalen Zählungen im Jahr 2016 (Hammond et al., 2021), 2020 (Unger, et al., 2021) und 2022 (Gilles, et al., 2023) aus dem gesamten Großen Belt der projektspezifischen Bewertung herangezogen wurden. Abbildung 3-29 zeigt die durchschnittlichen Dichteschätzungen für die Beltseepopulation von 1994 bis 2020 (Unger, et al., 2021), wobei die durchschnittliche Dichte im Jahr 2016 auf 1,04 Zoll/km² (95 %-KI = 0,57–1,88) und 2020 auf 0,41 Zoll/km² (95 %-KI = 0,28–0,61) geschätzt wurde. Es gibt keine Abbildung, die Daten aus dem Jahr 2022 enthält, aber die Dichte der Beltseepopulation im Jahr 2022 wird auf 0,34 Zoll/km² geschätzt (95 % KI = 0,23–0,52). (Gilles, et al., 2023).

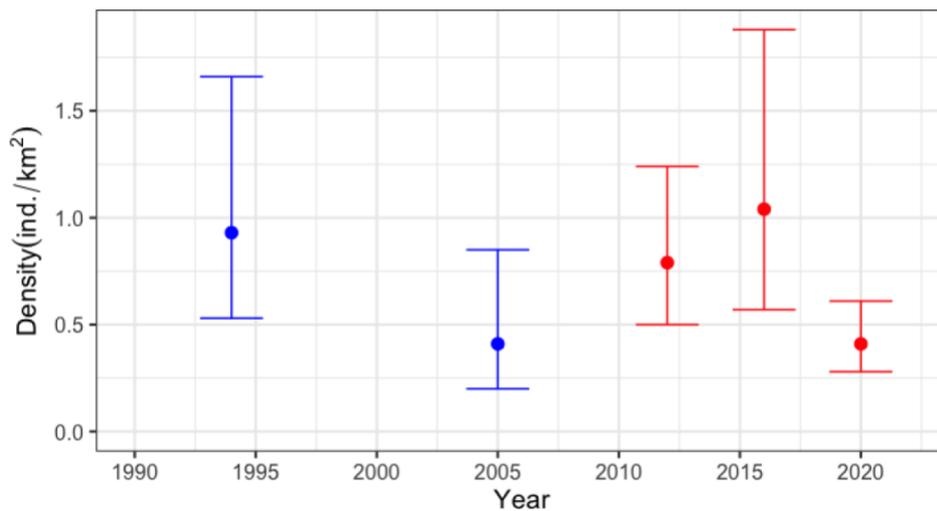


Abbildung 3-29 Durchschnittliche Dichteschätzungen (ind./km²) für Untersuchungen in der Region für die Beltseepopulation aus SCANS- und MiniSCANS-Untersuchungen aus den Jahren 1994, 2005, 2012, 2016 und 2020. Die roten Balken geben Schätzungen für die Beltseepopulation an (d. h. westliche Ostsee, Beltsee, Öresund und Kattegat), während die blauen Balken teilweise auch Schätzungen für die Population im Skagerrak enthalten. Aus (Unger, et al., 2021).

Für eine genauere Untersuchung des Aktivitätsmusters von Schweinswalen im Jahresverlauf wurden Daten der akustischen Hörstationen von NOVANA einbezogen. Die daraus gewonnenen Daten können Aufschluss über die Anwesenheit von Tieren sowie über Schwankungen im Laufe des Tages, im Laufe des Jahres und zwischen den Jahren geben. In relativer Nähe zum Projektgebiet befinden sich zwei der akustischen Hörstationen von NOVANA (bestehend aus jeweils 5 C-PODs), nämlich „Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord“ (etwa 8,7–12 km vom Projektgebiet entfernt) und „Centrale Storebælt und Vresen“ (etwa 19,4–35,5 km vom Projektgebiet entfernt), beides Gebiete, die für den Bestand wichtig erscheinen. Für diese beiden Gebiete wird die Anzahl der Minuten, in denen Schweinswale gehört werden, in Prozent der schweinswalpositiven Minuten pro Jahr angegeben (%PPM/Tag) basierend auf Daten aus den Jahren 2012 und 2014 (siehe Abbildung 3-30, aus: (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018)). Wie aus der Abbildung hervorgeht, sind die Tiere größtenteils das ganze Jahr über und ohne große Unterschiede zwischen den Jahren in beiden Gebieten anzutreffen. Bei der Bewertung wird davon ausgegangen, dass die Tiere im Projektgebiet im gleichen Umfang vorhanden sind wie in den beiden für Schweinswale ausgewiesenen Habitatgebieten (Abbildung 3-28), obwohl man davon ausgeht, dass diese Annahme konservativ ist, wenn man die erwartete Schweinswalldichte im Projektgebiet mit den Standorten der C-POD-Stationen vergleicht (Abbildung 3-28 sowie oben in Abbildung 3-31).

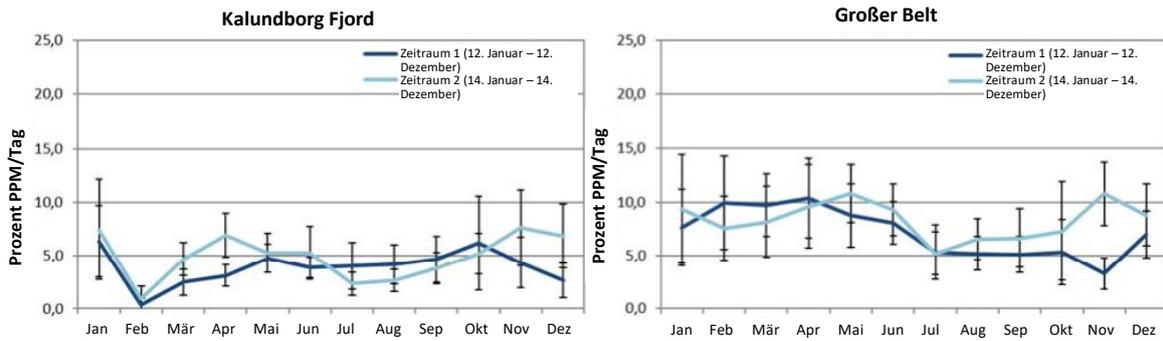
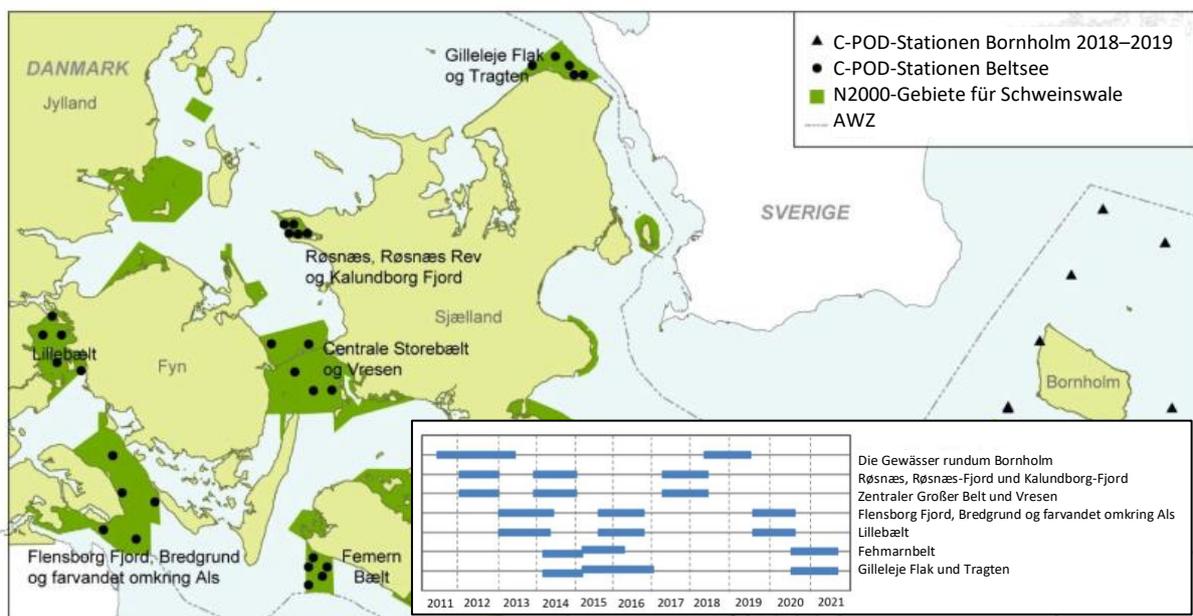


Abbildung 3-30 Bearbeitet von (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Anzahl der Minuten, in denen Schweinswale gehört werden, angegeben in Prozent der schweinswalpositiven Minuten pro Tag (%PPM/Tag), verteilt auf Monate und die beiden Überwachungszeiträume. Vertikale Linien zeigen die Standardabweichung vom Mittelwert an.

Im Zusammenhang mit Hansen & Høgslund (2023) stammen auch Daten aus einem dritten Zeitraum (2017/18) aus diesen beiden oben genannten FFH-Gebieten (Abbildung 3-31). Überwachungsdaten zeigen, dass es im Laufe der Jahre in dänischen Binnengewässern im Allgemeinen zu einem Anstieg der schweinswalpositiven Minuten gekommen ist, allerdings mit einem deutlichen Rückgang im Kalundborg-Fjord von 2014 bis 2017/18 (Abbildung 3-31), während die neuesten Daten aus dem Jahr 2020/21 zeigen, dass es im Fehmarnbelt und in Gilleleje Flak und Tragten einen deutlichen Anstieg der schweinswalpositiven Minuten gegeben hat. Im Großen Belt gab es zwischen 2014 und 2017/2018 einen Anstieg der schweinswalpositiven Minuten, dieser Unterschied war jedoch nicht signifikant.

Basierend auf den oben genannten C-POD-Daten aus dem Kalundborg-Fjord und dem Großen Belt kann daher davon ausgegangen werden, dass man durch die Anwendung von Tierdichten auf der Grundlage der SCANS-Zählungen im Großen Belt aus dem Jahr 2016 (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) und 2020 (Unger, et al., 2021), in Kombination mit den modellierten Wirkungsabständen, eine konservative Schätzung erhält, wie viele Tiere möglicherweise im Zusammenhang mit dem Einrammen von Monopiles betroffen sind.



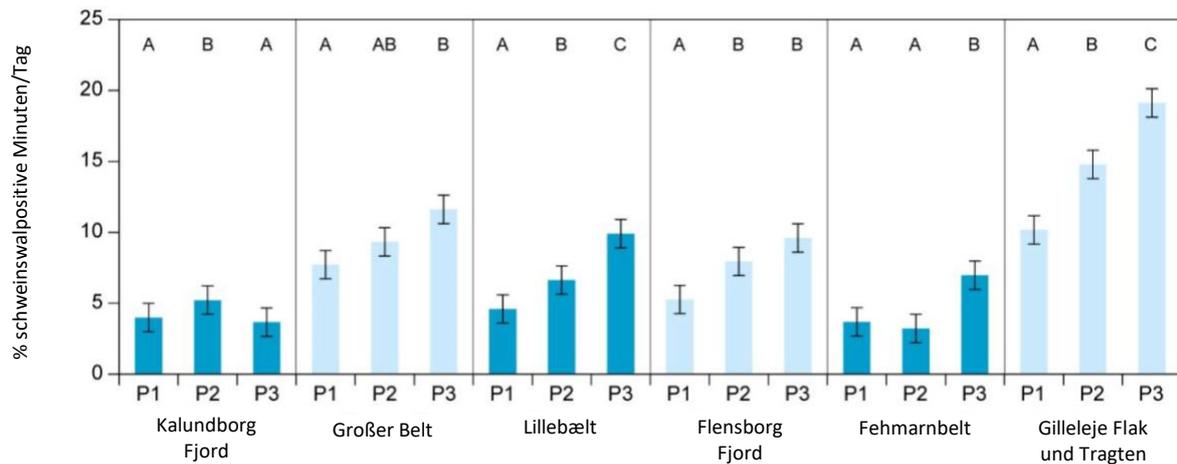


Abbildung 3-31 Sowohl die obere als auch die untere Abbildung aus (Hansen & Høgslund, 2023). Obere Abbildung: Karten der Standorte von akustischen Datenloggern und Zeiträume, in denen seit 2011 in sechs FFH-Gebieten in dänischen Binnengewässern und den Gewässern um Bornholm akustische Aufzeichnungen stattgefunden haben (Daten aus Bornholm sind hier nicht relevant und daher nicht enthalten). Untere Abbildung: Statistischer Vergleich der passiven akustischen Überwachung in den sechs FFH-Gebieten. Jeder Bereich wurde in drei Zeiträumen (P1, P2 und P3) zwischen 2012 und 2021 überwacht. Für jedes Gebiet werden die Durchschnittswerte für die fünf Horchposten in % schweinswalpositiven Minuten pro Tag angezeigt. Vertikale Linien zeigen ein 95 %-Konfidenzintervall an. A, B und C beziehen sich auf statistisch signifikante Unterschiede ($\alpha=0,05$). Punkte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich statistisch signifikant, während Punkte mit demselben Buchstaben keine signifikanten Unterschiede aufweisen.

Gemäß dem vorstehenden Abschnitt wird die Datenbasis für Schweinswale als ausreichend beurteilt, um die Auswirkungen der Umsetzung des Projekts sowohl in der Bau- als auch in der Betriebs- und Stilllegungsphase beurteilen zu können.

3.3.3.2 Seehund (*Phoca vitulina*)

Der Seehund ist eine relativ kleine Robbenart. Eine erwachsene Robbe misst 153–156 cm und wiegt 75–104 kg für Männchen und 140–146 cm und 67–83 kg für Weibchen (Galatius A., 2017). Seehunde werden maximal 35 Jahre alt. Weibchen werden im Alter von 6 bis 7 Jahren geschlechtsreif, während Männchen im Alter von 7 bis 9 Jahren geschlechtsreif werden. Die Tragzeit der Robben beträgt 10–11 Monate, bevor sie ihr Junges zur Welt bringen (Burns, 2009). Seehunde bringen ihre Jungen im Mai und Juni an Land zur Welt und nutzen den Ruheplatz im ersten Monat zum Säugen. In der Zeit von Juli bis August wechseln die Robben das Fell und sind in dieser Zeit auf Ruhe angewiesen. Die Paarung findet im Wasser statt, wo männliche Robben ihre Reviere verteidigen und die Weibchen von Unterwassergeräuschen in der Nähe des Rastplatzes angezogen werden oder die Männchen auf der Suche nach paarungsbereiten Weibchen „patrouillieren“. (Boness, Bowen, Buhleier, & Marshall, 2006). In der Zeit vom 1. Mai bis 1. September sind Seehunde rund um die Ruheplätze am stärksten gefährdet.

Seehunde suchen hauptsächlich in Küstennähe nach Nahrung und gehen bei der Auswahl ihrer Nahrung sehr opportunistisch vor. Studien haben gezeigt, dass 22 verschiedene Arten von Beutefischen für Seehunde im Kattegat identifiziert wurden, wobei die mit Abstand dominierenden Arten Seeteufel (*Ammodytidae* spp.) und Köningfisch (*Limanda limanda*) sind (Scharff-Olsen, 2019). Die Nahrungssuche erfolgt zu einem großen Teil mit Hilfe ihres sehr gut entwickelten Sehvermögens. (Hanke, 2006) Sie sind aber auch äußerst geschickt darin, in dunklem oder trübem Wasser nach Beute zu suchen und diese zu fangen. Dies geschieht mit Hilfe spezialisierter Sinneszellen in ihren Schnurrhaaren, die sehr kleine Bewegungen in der Wasserphase

beispielsweise von kleineren Beutetieren wahrnehmen können (NIRAS, 2021a). Darüber hinaus spielt das Gehör sowohl bei der Kommunikation über als auch unter Wasser eine Rolle, z. B. im Zusammenhang mit dem Paarungsverhalten und der Revierverteidigung (Bjørngesæter, 2004).

Der Seehund ist die weltweit am weitesten verbreitete Robbenart und kommt entlang der Küsten der nördlichen Hemisphäre in der gemäßigten und subarktischen Zone vor (Teilmann & Galatius., 2018). Seehunde werden im Wattenmeer und im Kattegat seit 1979 und seit 1989 in ganz Dänemark beobachtet (NOVANA, 2022b). Beobachtungen und Daten aus Satellitenmarkierungen im Zeitraum 2000–2011 haben gezeigt, dass Seehunde in allen dänischen Gewässern und in der Ostsee um Bornholm vorkommen (Søgaard, et al., 2018). Rastplätze gibt es in den Binnengewässern und an der Nordsee nur im Wattenmeer und im westlichen Limfjord. Der Erhaltungszustand der Seehunde wird in den Binnengewässern Dänemarks und in der Nordsee als günstig eingeschätzt (Fredshavn, et al., 2019).

Der Seehund war in den Jahren 1988 und 2002 von PDV-Epidemien (Phocine Distemper Virus) betroffen, bei denen bis zur Hälfte der Individuen in den 4 dänischen Populationen starben (Härkönen, et al., 2006). Danach war die Population im Jahr 2007 von einer kleineren Epidemie mit einem unbekanntem Virus und im Jahr 2014 von einer Vogelgrippe-Epidemie betroffen. Der Gesamtbestand an Seehunden in Dänemark wurde von Flugzeugen aus gezählt und auf etwa 6.800 Individuen im Jahr 1994, 10.400 im Jahr 2007 und etwa 13.200 Tiere im Jahr 2018 geschätzt (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018). Die geschätzte Gesamtzahl der Seehunde in Dänemark betrug im Jahr 2020 13.300 (Hansen J. H., 2021b). DCE (Nationales Zentrum für Umwelt und Energie) geht auf dieser Grundlage davon aus, dass die Populationen der Seehunde sich ihrer ökologischen Belastbarkeit nähern, da sowohl im Kattegat als auch im Wattenmeer und in der westlichen Ostsee Anzeichen einer Verlangsamung des Wachstums der Art zu beobachten sind (NOVANA, 2022b).

Seehunde nutzen spezielle Rastplätze, wenn sie an Land gehen, um sich auszuruhen, das Fell zu wechseln (Juli–August) und ihre Jungen zur Welt zu bringen (Mai–Juni), die dann im ersten Monat bei der Mutter säugen (Kyhn, et al., 2021; Miljøstyrelsen, 2020e; Jepsen, 2005). Der gefährdetste Zeitraum für Seehunde ist daher der Zeitraum vom 1. Mai bis 1. September, in dem sie einen Großteil ihrer Zeit an ihren Rastplätzen an Land verbringen. Die wichtigsten Rastplätze in der südwestlichen Ostsee sind Rødsand (westlich von Gedser), Vitten-Skrollen (südlich von Lolland), Aunø Fjord (Südseeland), Måkläppen (Schonen) und Saltholm im Öresund. Seehunde sind im Allgemeinen ortstreu.

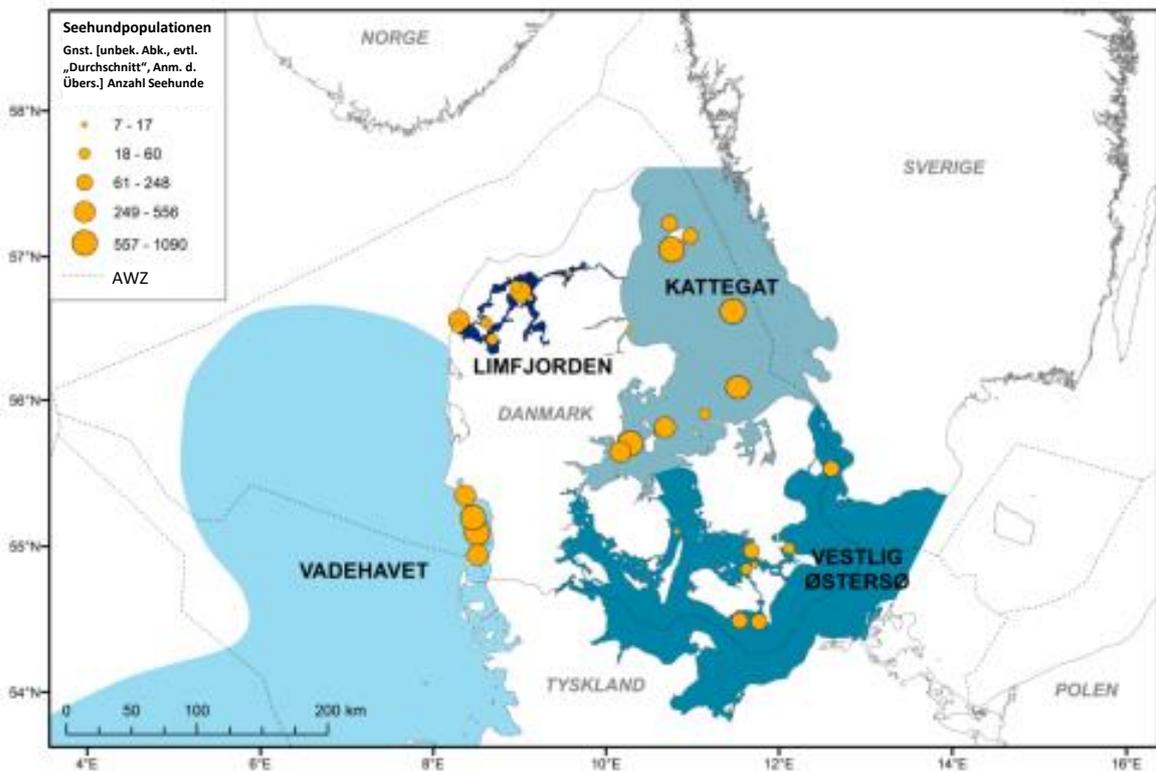


Abbildung 3-32 Aus (Galatius A., 2017). Populationsverteilung der Seehunde mit geschätzten Verbreitungsgebieten für die Populationen im Wattenmeer, im Limfjord, im Kattegat und in der westlichen Ostsee, markiert mit Blautönen. Bedeutende Rastplätze sind mit einer Angabe ihrer relativen Größe gekennzeichnet, basierend auf der durchschnittlichen Anzahl der Seehunde am Rastplatz im Zusammenhang mit den Zählungen während des Fellwechsels im August 2015 und 2016. Auf der Karte werden nur dänische Rastplätze angezeigt.

Im Projektgebiet gibt es keine erfassten Rastplätze für Seehunde (vgl. Abbildung 3-32), (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Im Meeresgebiet um Røsnæs sind häufig Seehunde zu sehen, allerdings gibt es hier keine Zählungen von Seehunden, und es gibt in diesem Gebiet keine offensichtlichen Rastplätze für Seehunde. Die Verbreitung satellitenmarkierter Robben aus den bestehenden Populationen (Westliche Ostsee, Kattegat und Wattenmeer) hat gezeigt, dass die Population im Projektgebiet hauptsächlich aus Individuen besteht, die zur westlichen Ostsee gehören, obwohl es Überschneidungen mit der Population aus dem Kattegat gibt (Kyhn, et al., 2021). Gemäß (Galatius A., 2017) in Abbildung 3-32 wird jedoch geschätzt, dass sich die wichtigsten und nächstgelegenen Rastplätze im Kattegat befinden. Im Jahr 2020 wurde im dänischen Teil des Kattegats eine Population von 6.800 Seehunden geschätzt, das ist die niedrigste Zahl seit 2009. Im Jahr 2021 wurden im gleichen Gebiet 4.700 Seehunde gezählt, das sind mehr als in den drei Vorjahren (Hansen & Høgslund, 2023). Für das Jahr 2021 gibt es keine Bestandsschätzung und in den gezählten Robben sind keine Tiere enthalten, die sich zum Zeitpunkt der Zählung im Meer befanden. In Bezug auf den Offshore-Windpark in der Jammerland-Bucht ist der nächstgelegene bekannte Ort, der für den Seehund von Bedeutung sein soll, das Gebiet bei Samsø, wo es mehrere große Rastplätze gibt (Abbildung 3-32).

Die Verteilung der Tiere im Wasser ist nicht sehr genau bekannt, aber Satellitenmarkierungen haben gezeigt, dass die Robben bei Rødsand südlich von Lolland in einem Umkreis von etwa 50 km nach Nahrung suchen, während die Robben bei Anholt im gesamten Kattegat nach Nahrung suchen, und die Robben im Wattenmeer

schwimmen Hunderte von Kilometern in die Nordsee, um Nahrung zu finden (Dietz et al, 2003; Tougaard, et al., 2006b).

Daher ist es eine Selbstverständlichkeit, dass futtersuchende Tiere z. B. aus den Kolonien bei Samsø auch in das Gebiet des Offshore-Windparks kommen. Bei den Flugzählungen 2014/2015 wurden westlich des Projektgebiets bei allen 5 Flügen nur 3 Seehunde beobachtet, während im Zeitraum 2020–2022 bei den 22 Flügen insgesamt 15 Seehunde gesichtet wurden, plus einer Robbe, deren Art nicht bestimmt werden konnte. Wie bei den Populationsschätzungen für Schweinswale ist die Zahl der gezählten Individuen von Seehunden sehr gering und reicht nicht aus, um tatsächliche Dichteberechnungen durchzuführen, die bei der Beurteilung der Anzahl der Individuen verwendet werden könnten, die vom Lärm durch das Einrammen von Monopiles betroffen wären.

Die Populationsdichte der Seehunde für das Gebiet in der Nähe des Projektgebiets wurde nicht speziell bewertet. Es wird jedoch geschätzt, dass die Populationsdichte der Seehunde in der Nähe des Projektgebiets geringer ist als die angenommene Populationsdichte der Schweinswale in dem Gebiet. Dies wurde anhand der jüngsten Gesamtzahl der Seehunde in ganz Dänemark von etwa 8.700 Tieren im Jahr 2021 geschätzt (hierbei handelt es sich jedoch nicht um eine Bestandsschätzung, da die Zahl Tiere, die sich zum Zeitpunkt der Zählung im Meer befanden, nicht berücksichtigt sind) (Hansen & Høglund, 2023), sowie anhand der Bestandsschätzung aus dem Jahr 2020 von 13.300 Tieren (Hansen J. H., 2021b), verglichen mit der Schweinswalschätzung im Großen Belt von 17.301 Schweinswalen (95 % KI = 11.695-25.688) (Unger, et al., 2021).

Gemäß dem vorstehenden Abschnitt wird die Datenbasis für Seehunde als ausreichend beurteilt, um die Auswirkungen der Umsetzung des Projekts sowohl in der Bau- als auch in der Betriebs- und Stilllegungsphase beurteilen zu können.

3.3.3.3 Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*)

Die Kegelrobbe ist eine mittelgroße Robbe. Erwachsene Männchen wiegen 170–300 kg bei einer durchschnittlichen Länge von 207 cm. Weibchen sind kleiner, wiegen 100 bis 190 kg und haben eine durchschnittliche Länge von 180 cm (Hall A, 2009). Männchen werden über 20 Jahre und Weibchen über 30 Jahre alt (SCOS, 2009). Weibchen werden im Alter von 4 bis 6 Jahren geschlechtsreif, während Männchen mit etwa 6 Jahren geschlechtsreif werden. Die gesamte Tragzeit der Robben beträgt 12 Monate, bevor sie ihr Junges zur Welt bringen (Hall A, 2009).

Die Kegelrobbe lebt hauptsächlich in Küstengebieten, kann aber auch weit draußen im Meer auf Nahrungssuche gehen. Kegelrobben sind bei der Auswahl ihrer Nahrungsmittel opportunistisch und Studien haben gezeigt, dass sie bis zu 20 verschiedene Arten von Beutfischen fressen, wobei die mit Abstand dominierende Art Sandaale (*Ammodytidae* spp.) waren, die 58 % der Nahrung ausmachten, während Dorsche etwa 7 % ausmachten. (Scharff-Olsen, 2019).

Das Wissen über die Sinne von Kegelrobben ist begrenzt. Es wird jedoch geschätzt, dass die Sinne der Kegelrobben mit denen der Seehunde vergleichbar sind (Dietz, et al., 2015), siehe den obigen Abschnitt zum Seehund.

Die Kegelrobbe ist in den gemäßigten und subarktischen Teilen des Nordatlantiks weit verbreitet. Die Kegelrobbe wanderte um das Jahr 2000 wieder in dänische Gewässer ein, nachdem sie in dänischen Gewässern etwa 100 Jahre lang ausgestorben war. In Dänemark gibt es zwei Populationen von Kegelrobben, eine in der

Nordsee mit der Hauptverbreitung um Großbritannien und im deutschen und niederländischen Wattenmeer (sogenannte Nordseepopulation), und die andere in der Ostsee mit der Hauptverbreitung bei Stockholm, Estland und Südfinnland (sogenannte Ostseepopulation) (Härkönen, et al., 2007). Im Kattegat kommen Robben beider Populationen vor. Der dänische Anteil am Nordseebestand und am Ostseebestand wird auf etwa 500 bzw. 1.000 Individuen für den Zeitraum 2016-2018 geschätzt.

Die Kegelrobbe ist wie die Seehunde an die Küstengewässer gebunden, wo sie reichlich Nahrung finden und es auf unbewohnten Inseln sowie Sandbänken, Riffen und Klippen ungestörte Wurf- und Rastplätze gibt (NOVANA, 2022a). Im Jahr 2019 wurde der Erhaltungszustand der Kegelrobbe in Dänemark als ungünstig bewertet (Fredshavn, et al., 2019), was vor allem auf den sehr kleinen Bestand zurückzuführen ist. Kegelrobben kommen regelmäßig und in zunehmender Zahl im Wattenmeer, im Kattegat und in der Ostsee vor (Søgaard, et al., 2018). Kegelrobben nutzen das ganze Jahr über Ruheplätze, vor allem aber bei der Geburt ihrer Jungen, während der Paarung und während des Fellwechsels. Kegelrobben ziehen zur Nahrungssuche weit umher und nutzen für die Geburt nicht unbedingt denselben Ruheplatz wie im Rest des Jahres.

Kegelrobben sind am stärksten gefährdet, wenn sie kurz vor der Geburt ihrer Jungen stehen, sich paaren und das Fell wechseln (Kyhn, et al., 2021). Das Kegelrobbenweibchen bringt an einem ungestörten Ort ein Junges zur Welt und säugt es 3 Wochen lang. Danach wird das Junge ausgesetzt und bleibt bis zu mehreren Wochen lang liegen, bevor es ins Wasser geht. Werden Mutter und Junge während der Laktationsperiode gestört, besteht die Gefahr, dass die Mutter das Junge im Stich lässt oder das Junge ins Wasser geht und an Kälte stirbt, wenn er noch nicht in das wasserabweisende Fell gewechselt ist. Die Ostseepopulation bringt im Februar-März Junge zur Welt, die Paarung erfolgt nach der Laktationszeit von etwa 3 Wochen. Kegelrobben aus der Ostsee wechseln das Fell im Mai-Juni. Kegelrobben aus der Ostseepopulation sind in den Zeiträumen Februar-März und Mai-Juni am stärksten an ihren Ruheplätzen gefährdet.

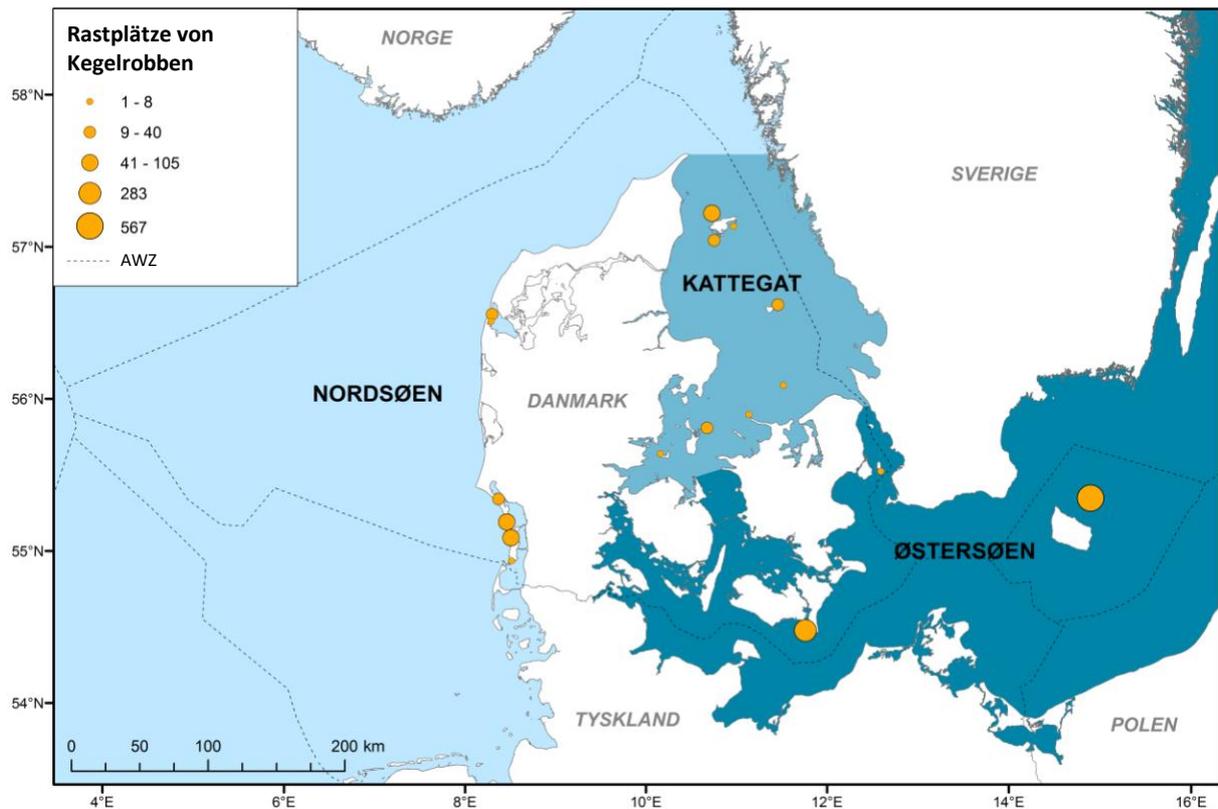


Abbildung 3-33 aus (Galatius A., 2017). Populationsverteilung der Kegelrobben mit geschätzten Verbreitungsgebieten für die Populationen in der Ostsee, im Kattegat und in der Nordsee, markiert mit blauen Farbtönen. Bedeutende Rastplätze sind mit einer Angabe ihrer relativen Größe gekennzeichnet, basierend auf der durchschnittlichen Anzahl der Seehunde am Rastplatz im Zusammenhang mit den Zählungen während des Fellwechsels im August 2015 und 2016. Auf der Karte werden nur dänische Rastplätze angezeigt.

Im Projektgebiet gibt es keine registrierten Ruheplätze für Kegelrobben (Galatius A., 2017). Auch während der Überwachung durch NOVANA wurden in der Nähe des Gebiets keine Kegelrobben registriert (NOVANA, 2022a). Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es in der Nähe des Projektgebiets Rastplätze gibt (Abbildung 3-33).

Bei den Flugzählungen im Rahmen der Felduntersuchungen in den Jahren 2014–2015 wurden keine Kegelrobben beobachtet (Orbicon, 2018a), auch nicht im Zusammenhang mit den Felduntersuchungen 2020–2022 (BioConsult SH, 2023). Dies war auch nicht zu erwarten, da das Gebiet nicht als wichtig für die Art beschrieben wird (Galatius A., 2017). Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass Kegelrobben in der Gegend nur äußerst selten vorkommen.

Gemäß obigem Abschnitt wird die Datenbasis für Kegelrobben als ausreichend beurteilt, um die Auswirkungen der Umsetzung des Projekts sowohl in der Bau- als auch in der Betriebs- und Stilllegungsphase beurteilen zu können.

3.3.4 Umwelteinflüsse

In diesem Abschnitt werden die Auswirkungen beschrieben und bewertet, die die Errichtung eines Offshore-Windparks in der Jammerland-Bucht auf Meeressäugetiere in der Bauphase, der Betriebsphase und der Stilllegungsphase haben kann, vgl. Tabelle 3-7.

Die vorliegende Bewertung der Umweltauswirkungen basiert auf den drei konkreten Projektalternativen: dem bevorzugten Projekt, Alternative 1 und Alternative 2. Das bevorzugte Projekt und Alternative 1 verwenden beide die modellierten Wirkungsabstände für Alternative 1 (den größten modellierten Wirkungsabstand, d. h. den konservativsten Wirkungsabstand), wobei der einzige Unterschied im Modell in der Bathymetrie des Gebiets besteht, während der modellierte Wirkungsabstand für Alternative 2, ein kleinerer Windenergieanlagentyp, für Alternative 2 verwendet wird (siehe Details im Abschnitt **Error! Reference source not found.** Unterwasserlärm). Der Standort der Windenergieanlagen und Spezifikationen für die 3 Projektalternativen sind in Kapitel 4 Projektbeschreibung ersichtlich.

3.3.4.1 Bauphase

Bewertete Auswirkungen auf Meeressäugetiere bei der Errichtung des Offshore-Windparks in der Jammerland Bay während der Bauphase:

- Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen.
- Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Unterwasserlärm – Schweinswale und Robben).
- Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Luftschall – Robben).
- Kurzfristiger Lebensraumverlust beim Einrammen durch Verschrecken.
- Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.
- Unterwasserlärm durch die Detonation von Blindgängern (UXO), der das Gehör und Verhalten von Tieren beeinträchtigen kann.

3.3.4.1.1 Sedimentaustritt

Während der Bauphase kommt es zu Sedimentaustritt durch das Einpflügen von Kabeln, die Errichtung von Monopiles, den Einsatz von Hubschiffen, das Ankern und den Ausfluss von bentonithaltigem Bohrschlamm in die Meeresumwelt an der Stelle, an der die kontrollierte Unterbohrung endet. Die Auswirkungen werden als lokal, reversibel und im Vergleich zu den natürlich vorkommenden Schwankungen als minimal eingeschätzt (siehe Abschnitt 8.2 Bodentopographie und Sedimente und 8.5 Wasserqualität). Dem Sedimentaustritt durch die Bauarbeiten wird ebenfalls eine geringe Auswirkung auf die benthische Fauna (Abschnitt 8.6) und die Fische (Abschnitt 8.7) beigemessen, und die Nahrungsversorgung der Meeressäugetiere in Form von Grundfischen und anderen Fischen im Gebiet wird daher nicht wesentlich beeinträchtigt.

Bei der Wirkungsabschätzung wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da Schweinswale und Robben an das Leben in Küstengewässern angepasst sind und in der Lage sind, Beutetiere bei schlechten Sichtverhältnissen zu orten (Baggøe & Jensen, 2007; Dehnhardt, Mauck, Hanke, & Bleckmann, 2001; Verfuss, Miller, Pilz, & Schnitzler, 2009).

Die Komplexität der Auswirkungen wird als *gering* eingeschätzt. Die Dauer wird als *kurz* eingeschätzt, da die Sedimentation kurz nach Ende der Bauarbeiten (einige Wochen) aufhört und die räumliche Ausdehnung der Einwirkung als *lokal* eingeschätzt wird. Schließlich wird die Empfindlichkeit sowohl für Schweinswale als auch für Robben als *gering* eingeschätzt. Sowohl für Schweinswale als auch für Robben wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen vollständig reversibel sind, da die Situation nach Abschluss der Bauarbeiten wieder zum Ausgangszustand zurückkehrt. Rezeptoren sind sowohl für Schweinswale als auch für Robben sehr wichtig, da beide durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind.

Basierend auf dem oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen des Sedimentaustritts infolge der Bauarbeiten sowohl für die Schweinswalpopulation als auch für die Robbenpopulation im Projektgebiet des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht als *gering* eingeschätzt und sind daher nicht erheblich.

3.3.4.1.2 Lärmbelastung beim Einrammen von Pfählen (Unterwasserlärm)

Durch das Einrammen von Monopiles für die Windenergieanlagen werden extrem laute Geräusche erzeugt, die bei Meeressäugern, die sich in unmittelbarer Nähe der Lärmquelle aufhalten, möglicherweise zu dauerhaftem Hörverlust (PTS) und vorübergehender Hörbeeinträchtigung (TTS) führen. Darüber hinaus kann der Lärm zu Verhaltensänderungen führen, welche die Nahrungsaufnahme der Meeressäuger und die Kommunikation zwischen Individuen vorübergehend beeinträchtigen können.

Für das bevorzugte Projekt und die Alternativen 1 und 2 wurde eine Modellierung der Lärmauswirkungen durch das Einrammen des Monopile für eine einzige Windenergieanlage durchgeführt. Abhängig von der Beschaffenheit des Meeresbodens werden die einzelnen Monopiles etwas unterschiedlich gestaltet werden und das Einrammen wird unterschiedlich lange dauern. Die Lärmmodellierung wurde mit konservativen Annahmen über die Zeit durchgeführt, die zum Einrammen der Pfähle in Bezug auf die für die Modellierung für jedes Szenario gewählte Position benötigt wird. Die Modellierung basiert auf der Tatsache, dass der Lärm während des Einrammens durch den Einsatz eines doppelten Luftblasenvorhangs (DBBC) gedämpft wird. (ITAP, 2024).

Zur Berechnung der Wirkungsabstände, d. h. der Entfernungen, innerhalb derer der Unterwasserlärm potenziell zu dauerhaftem Hörverlust (PTS), vorübergehender Hörbeeinträchtigung (TTS) und Verhaltensstörungen führen kann, werden die Leitlinien der Energieagentur vom Mai 2022 herangezogen (Energistyrelsen, 2022a).

Die Wirkungsdistanz für das Verhalten von Schweinswalen beim bevorzugten Projekt ist auf Abbildung 3-34 dargestellt. Die gleiche Wirkungsdistanz wird für Robben angenommen (siehe 8.17 Unterwasserlärm). Es wird geschätzt, dass der Unterwasserlärm durch Einrammen aufgrund der natürlichen geografischen Barriere (Asnæs) keine Auswirkungen auf den Kalundborg-Fjord haben wird.

Die im Unterwasserlärmmodell für jedes Szenario verwendete Windenergieanlagenposition wurde auf der Grundlage von Analysen des Untergrunds und der Wassertiefe im Gebiet ausgewählt: Es wurde die Windkraftwerkposition gewählt, die zur größten Schallausbreitung beim Einrammen führt (mehr zum Unterwasserlärm finden Sie in Abschnitt 8.17 und im Hintergrundbericht (ITAP, 2024)).

Die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer die Gefahr eines dauerhaften Hörverlusts (PTS) besteht, betragen für Schweinswale weniger als 100 m, sowohl für das bevorzugte Projekt als für die Alternativen 1 und

2. Alle modellierten Wirksamkeitsabstände finden Sie im Abschnitt 8.17 Unterwasserlärm. Für Seehunde betragen die modellierten Aufprallentfernungen, innerhalb derer ein PTS-Risiko besteht, für Alternative 1 und Alternative 2 weniger als 100 m, während sie für das bevorzugte Projekt 180 m betragen (ITAP, 2024). Aufgrund der Aktivität mit Bauschiffen in der Nähe der Rammstelle und des sanften Starts der Einrammung (Soft-Start-Verfahren) wird geschätzt, dass sich Meeressäuger von der Rammstelle entfernen, bevor der Lärm sein Maximum erreicht. Aus dem gleichen Grund wird auch nicht empfohlen, akustische Abschreckungsgeräte zu verwenden, wenn der Wirkungsabstand für PTS weniger als 200 m beträgt (Energistyrelsen, 2023). Auf dieser Grundlage wird festgestellt, dass keine Schweinswale oder Robben dem Risiko eines dauerhaften Hörverlusts (PTS) ausgesetzt sind, wenn die Monopile eingerammt werden.

Die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer das Risiko einer vorübergehenden Hörbeeinträchtigung (TTS) besteht, betragen für Schweinswale 160 m von der Rammstelle bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts und weniger als 100 m für Alternative 1 und Alternative 2. Bei Robben liegen die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer ein TTS-Risiko besteht, bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts bei 450 m von der Rammstelle, bei der Umsetzung von Alternative 1 bei 400 m und bei der Umsetzung von Alternative 2 bei 340 m (ITAP, 2024) (siehe Abschnitt 8.17 Unterwasserlärm).

Verhaltensinflüsse auf Schweinswale können bei Durchführung des bevorzugten Projekts und der Alternative 1 in einem Umkreis von etwa 4 km von der Rammstelle auftreten (vgl. eine konservative Annahme für das bevorzugte Projekt in Bezug auf den Wirkungsabstand. Siehe Abschnitt 8.17 Unterwasserlärm – Ergebnisse der Lärmmodellierung), während dieser Abstand für Alternative 2 auf 3,4 km von der Rammstelle reduziert wird, was auch für Robben gilt, vgl. (Russell, et al., 2016).

Die oben genannten Wirkungsabstände für PTS, TTS und Verhaltensänderungen setzen wie oben erwähnt voraus, dass der Lärm beim Einrammen durch den Einsatz eines doppelten Luftblasenvorhangs (DBBC) gedämpft wird. Der Bereich, in dem Verhaltensauswirkungen auf Meeressäugetiere auftreten können, wird für das bevorzugte Projekt veranschaulicht in Abbildung 3-34.

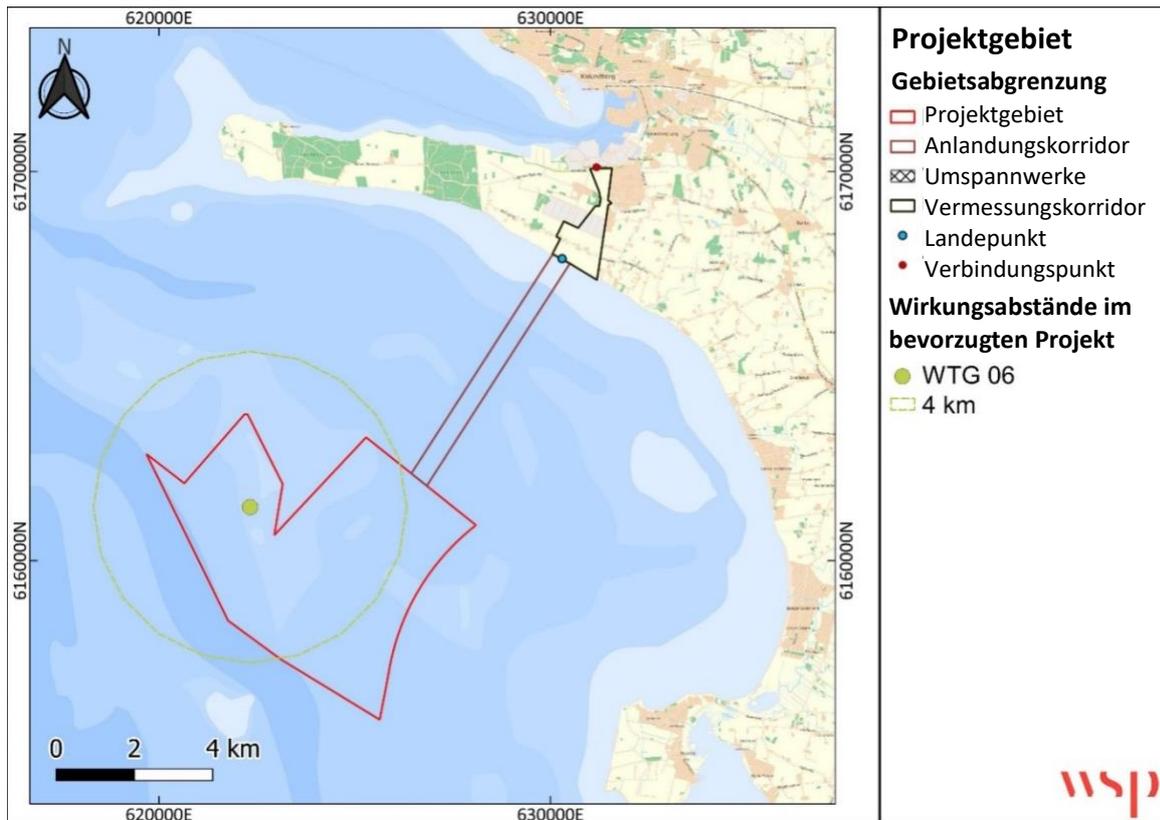


Abbildung 3-34 Verhaltenswirkungsabstand für Meeressäuger bei der Einrammung von Fundamenten für Windenergieanlagen im bevorzugten Projekt. Die Berechnungen beruhen auf dem Schwellenwert 103 dB re zugrunde. 1 μ Pa berechnet als RMS-Mittelwert über 125 ms und frequenzgewichtet mit der VHF-Gewichtungsfunktion, siehe dänische Richtlinien (Energistyrelsen, 2022a).

Anschließend werden die modellierten Wirkungsabstände zusammen mit der Schweinswaldichte verwendet (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021), um die Anzahl der Tiere abzuschätzen, die möglicherweise eine vorübergehende Hörbeeinträchtigung (TTS) und einen dauerhaften Hörverlust (PTS) erleiden oder bei denen angenommen wird, dass sie durch das Einrammen eines Monopiles in ihrem Verhalten beeinträchtigt werden (siehe Tabelle 3-9).

Die Populationsdichte der Robben wurde nicht konkret berechnet. Dies liegt unter anderem an der geringen Anzahl beobachteter Robben für das konkrete Projekt. Andere Quellen, die Dichtedaten von Robben angeben, geben Dichten für an Land und nicht im Wasser gezählte Robben an, weshalb eine auf den nationalen Zählungen basierende Dichte im Gebiet des Windparks nicht existiert. Basierend auf den im Projektgebiet durchgeführten Zählungen wird geschätzt, dass die Populationsdichte von Seehunden in der Nähe des Projektgebiets deutlich geringer ist als die Populationsdichte von Schweinswalen in dem Gebiet, da die Anzahl der beobachteten Robben deutlich geringer war als die Anzahl der beobachteten Schweinswale (mehr dazu im Abschnitt 3.3.3 Bestehende Bedingungen).

Tabelle 3-9 Die Anzahl der Schweinswale (und Robben), die durch das Einrammen eines Monopiles betroffen sind, berechnet, gemäß (Energistyrelsen, 2022a), modellierte Wirkungsabstände (ITAP, 2024) für das bevorzugte Projekt und Alternative 1 bzw. Alternative 2. Die Schweinswaldichte in dem Gebiet basiert auf SCANS- und MiniSCANS-Daten aus dem Jahr 2016 (1,04 Indiv./km² (95 % KI = 0,57–1,88)). (Hammond et al., 2021), 2020 (0,41 Indiv./km² (95 % KI = 0,28–0,61)) (Unger, et al., 2021) und 2022 (0,34 Indiv./ km² (95 % KI = 0,23–0,52)) (Gilles, et al., 2023). Die Anzahl der betroffenen Tiere

wird als Mittelwert basierend auf dem verfügbaren Datensatz für das gesamte Datenmaterial und als 95 %-Konfidenzintervall für die Zählungen von Schweinswalen angegeben.

Projekt	Art	Wirkung (Kriterien)	Anzahl betroffener Tiere (S2016)	Anzahl betroffener Tiere (S2020)	Anzahl betroffener Tiere (S2022)
Das bevorzugte Projekt und Alternative 1	Schweinswale	PTS	0	0	0
Das bevorzugte Projekt	Schweinswale	TTS	0,08 (0,05-0,15)	0,03 (0,02-0,05)	0,03 (0,02-0,04)
Das bevorzugte Projekt und Alternative 1	Schweinswale	Verhaltensänderungen	51 (28-93)	20 (14-30)	17 (11-26)
Alternative 1 und Alternative 2	Schweinswale	TTS	0,03 (0,02-0,06)	0,01 (0,01-0,02)	0,01 (0,01-0,02)
Alternative 2	Schweinswale	Verhaltensänderungen	38 (21-68)	15 (10-22)	12 (8-19)

Die Berechnungen zeigen, dass weder bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts (FP), der Alternative 1 (A1) noch der Alternative 2 (A2) im Zusammenhang mit dem Einrammen ein dauerhafter Hörverlust bei Tieren, weder bei Schweinswalen noch bei Robben, auftreten wird. Dies liegt daran, dass der Lärm für alle Projektalternativen auf ein Niveau gedämpft wird, bei dem gewährleistet ist, dass der Wirkungsabstand für PTS <200 m beträgt, wodurch kein Risiko eines dauerhaften Hörverlusts (PTS) für Schweinswale besteht (der Wirkungsabstand für PTS bei Schweinswalen beträgt <100 m (ITAP, 2024)), und somit auch nicht für Robben.

Die Anzahl der potenziell TTS ausgesetzten Schweinswale basiert auf Dichtedaten aus dem Großen Belt aus den Jahren 2016, 2020 und 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Berechnungen zeigen, dass die Anzahl der potenziell TTS ausgesetzten Schweinswale sowohl für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 als auch Alternative 2, weniger als ein Tier beträgt (Tabelle 3-9). Ein einzelner Schweinswal entspricht weniger als 0,01 % der geschätzten Beltseepopulation in den Jahren 2016, 2020 und 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Aufgrund der Schiffsaktivität in der Nähe der Rammstelle und des sanften Starts des Einrammens (Softstartverfahren) kann in der Praxis davon ausgegangen werden, dass sich im Umkreis von 160 m um die Rammstelle keine Schweinswale aufhalten und somit auch keine Schweinswale TTS-gefährdet sind, weder bei Umsetzung des bevorzugten Projekts noch bei Alternative 1 oder Alternative 2. Wie oben erwähnt, wurde die Populationsdichte der Robben nicht konkret berechnet, ist aber aufgrund der durchgeführten Erhebungen deutlich geringer als die Populationsdichte der Schweinswale in dem Gebiet. Wenn die Populationsdichte für Schweinswale (aus den Jahren 2016, 2020 bzw. 2022) konservativ für Robben zusammen mit den modellierten Wirkungsabständen (<450 m von der Rammstelle) für Robben verwendet wird, dann haben 0,7 Robben (0,4–1,2 basierend auf den Daten von 2016), 0,3 Robben (0,2-0,4 basierend auf Daten von 2020) oder 0,2 Robben (0,1-0,3 basierend auf Daten von 2022) ein Risiko, im Zusammenhang mit dem bevorzugten Projekt TTS ausgesetzt zu sein, der Projektalternative mit dem größten Wirkungsabstand für TTS. Darüber hinaus ist zu beachten, dass Robben Lärmbelastungen dadurch entgehen können, dass sie ihren Kopf über dem Wasser halten.

Die durchschnittliche Anzahl der Schweinswale, bei denen man davon ausgeht, dass sie Verhaltensänderungen zeigen, wird auf 51 Tiere, 20 Tiere bzw. 17 Tiere pro Einrammung berechnet - für das bevorzugte Projekt und Alternative 1, basierend auf Dichtedaten aus dem Großen Belt in den Jahren 2016, 2020 bzw. 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021) (Tabelle 3-9). Für Alternative 2 wird die durchschnittliche Anzahl der Schweinswale, bei denen angenommen wird, dass sie Verhaltensänderungen zeigen, auf 38 Tieren, 15 Tieren bzw. 12 Tieren pro Einrammung berechnet, basierend auf den gleichen Dichtedaten aus dem Großen

Belt in den Jahren 2016, 2020 bzw. 2022. Das bedeutet, dass etwa 0,12 % der geschätzten Beltseepopulation im Zusammenhang mit dem Einrammen Verhaltensänderungen erfahren können.

Für Robben gibt es im Gegensatz zu Schweinswalen keine allgemeingültigen Reaktionsschwellen in Bezug darauf, wann sie möglicherweise Verhaltensänderungen zeigen. Untersuchungen zu den Reaktionen von Robben auf das Einrammen von Monopiles im Zusammenhang mit dem Bau von Windenergieanlagen zeigen, dass Robben auf diese Geräusche in Entfernungen reagieren, die mit den Reaktionsentfernungen von Schweinswalen vergleichbar sind (Russell, et al., 2016), weshalb davon ausgegangen wird, dass die modellierten Wirkungsabstände für Schweinswale in diesem Projekt auch für Robben gelten. Auf dieser Grundlage wird die Zahl der Robben, die vom Einrammen eines Monopile im Projektgebiet betroffen sein könnten, vorsichtig auf die gleiche Zahl geschätzt, die für Schweinswale berechnet wurde (Tabelle 3-9).

Wenn man sich die vorgeschlagenen Projektalternativen ansieht und das Kriterium gemäß den dänischen Richtlinien ansieht (Energistyrelsen, 2022a), dann sind Schweinswale und Robben in einem lokalen Gebiet von 0,08 km² bzw. 0,64 km² von TTS betroffen, entsprechend 0,003 % bzw. 0,03 % der Gewässer des Großen Belts. In Bezug auf Verhaltensauswirkungen wird davon ausgegangen, dass sowohl Schweinswale als auch Robben innerhalb von etwa 50 km² betroffen sein werden, entsprechend 2 % der Gewässer des Großen Belts.

Bezogen auf die Gesamtdauer des Einrammens/die Dauer der Auswirkungen für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, hängt die Gesamtwirkung davon ab, ob man dauerhaften Hörverlust (PTS), vorübergehenden Hörverlust (TTS) oder Verhaltensauswirkungen betrachtet. Permanenter Hörverlust (PTS) ist ein klar definiertes und konservatives Kriterium für Verletzungen bei Schweinswalen und Robben, basierend auf Southall et al. (2019) und National Marine Fisheries Service (2018) und stellt nur während des Einrammens ein Risiko dar. In Bezug auf vorübergehenden Hörverlust (TTS) bei Meeressäugern ist die Wissensbasis sowohl hinsichtlich der kurzfristigen als auch der langfristigen Folgen weitaus geringer. Bei einem geringen TTS-Grad normalisiert sich das Hörvermögen voraussichtlich innerhalb weniger Minuten bis Stunden, kann sich aber bei einem höheren TTS-Grad auch über Tage erstrecken (Tougaard & Michaelsen, 2018). TTS, das durch Einrammen von Pfählen verursacht wird, tritt bei sehr niedrigen Frequenzen auf – weit außerhalb der Frequenzen, die Schweinswale zur Echoortung und Kommunikation verwenden (Kastelein, Gransier, Marijt, & Hoek, 2015), und daher besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass durch Einrammen von Pfählen verursachtes TTS nur einen geringen negativen Einfluss auf die Echoortung bei Schweinswalen hat. Aus dem gleichen Grund schloss (Tougaard & Mikalsen, 2020), dass die Folgen für einen Schweinswal, der leichtes TTS bei niedrigen Frequenzen erleidet, das innerhalb weniger Stunden verschwindet (Popov, et al., 2011), sehr begrenzt sein werden. Verhaltensänderungen sind wie TTS ein reversibler Effekt und es wird erwartet, dass die Tiere innerhalb von 2–72 Stunden nach Beendigung des Einrammens in das Gebiet zurückkehren und ihr normales Verhalten wieder aufnehmen (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Russell, et al., 2016; Nabe-Nielsen, et al., 2018).

In diesem Gebiet wird weder für Schweinswale noch für Seehunde ein ungünstiger Erhaltungszustand eingeschätzt, und es wird angenommen, dass der ungünstige Erhaltungszustand der Kegelrobbe in erster Linie auf die sehr geringe Population zurückzuführen ist. Vor diesem Hintergrund wird davon ausgegangen, dass weder Schweinswale noch Robben in dem Gebiet einer möglichen Gefährdung durch Auswirkungen des Projekts in einem kurzen Zeitraum in einem begrenzten Gebiet ausgesetzt sind. Es gibt keine Überschneidungen zwischen Natura 2000-Gebieten mit Schweinswalen in der Ausweisungsbasis und dem Gebiet, in dem bei den Tieren Verhaltensänderungen vermutet werden. Die nächstgelegenen Natura 2000-Gebiete, in denen sich laut Ausweisungsbasis Schweinswale aufhalten, sind jeweils etwa 6,4 km (N166)

und etwa 8,8 km (N109) vom zukünftigen Offshore-Windpark entfernt. Das Einrammen selbst dauert in der Regel jeweils 2 Stunden pro Monopile und der Lärm ist von kurzer Dauer, da für das bevorzugte Projekt insgesamt nur 16 Windenergieanlagen gebaut werden sollen, 18 Anlagen für Alternative 1 und 21 Anlagen für Alternative 2. Die Gesamtdauer des Einrammens für die drei Projektalternativen wird zusammen mit der erwarteten Dauer des Einrammens + der Dauer der Auswirkungen für TTS bzw. Verhaltensauswirkungen aufgeführt. PTS ist nicht enthalten, da die Dauer dieser Auswirkung dauerhaft wäre, ebenso wie PTS im Zusammenhang mit dem Einrammen für das vorliegende Projekt kein Risiko darstellt.

Tabelle 3-10 Dauer des gesamten Einrammens für jede der 3 Projektalternativen (die Dauer des Einrammens eines einzelnen Monopile beträgt 2 Stunden) sowie die Dauer der Auswirkung jeweils für TTS (bis zu 2 Stunden vgl. (Tougaard & Mikalsen, 2020; Kastelein, Gransier, Marijt, & Hoek, 2015; Popov, et al., 2011)) und Verhaltenseffekte (2-72 Stunden vgl. (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Russell, et al., 2016; Nabe-Nielsen, et al., 2018)). Für Verhaltensauswirkungen wird sowohl die kürzeste als auch die längste Dauer der Auswirkung angegeben.

Projekt	Gesamtdauer des Einrammens (Stunden)	Gesamtdauer der Auswirkung TTS (Stunden)	Gesamtdauer der Verhaltensauswirkung
Das bevorzugte Projekt	$16 \times 2 = 32$	$16 \times (2+2) = 64$	$16 \times (2+2) = 64$ Stunden $16 \times (2+72) = 1184$ Stunden (49 Tage)
Alternative 1	$18 \times 2 = 36$	$18 \times (2+2) = 72$	$18 \times (2+2) = 72$ Stunden $18 \times (2+72) = 1332$ Stunden (56 Tage)
Alternative 2	$21 \times 2 = 42$	$21 \times (2+2) = 84$	$21 \times (2+2) = 84$ Stunden $21 \times (2+72) = 1554$ Stunden (65 Tage)

Bei der Wirkungsabschätzung wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Es wird davon ausgegangen, dass keine Monopiles während der gefährdeten Phase der Schweinswale bei der Geburt der Kälber (von Mai bis einschließlich August) eingerammt werden, wie aus der Projektbeschreibung hervorgeht. Die Intensität wird als niedrig bis mittel eingestuft, da der Lärm, der beim Einrammen von Monopiles entsteht, durch den Einsatz eines doppelten Luftblasenvorhangs (DBBC) oder eines ähnlichen Lärmdämpfungssystems gedämpft wird. Weder Schweinswalen noch Robben droht im Zusammenhang mit dem Einrammen ein bleibender Hörverlust. Für Schweinswale besteht im Zusammenhang mit dem Einrammen kein Risiko eines vorübergehenden Hörverlusts (TTS), während das Risiko eines TTS für Robben in einem kleineren lokalen Bereich um die Rammstelle (<450 m) nicht ausgeschlossen werden kann. Im Zusammenhang mit dem Einrammen wird angenommen, dass das Verhalten von Schweinswalen und Robben in der Nähe der Rammstelle (vgl. Abbildung 3-34) durch alle Projektalternativen beeinflusst wird. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *kurz* eingeschätzt, da vorübergehende Hörstörungen (nur für Robben relevant) und Verhaltensänderungen kurz nach Ende des Lärms (Stunden bis einige Tage) durch Einrammen von Monopiles aufhören. Abhängig davon, welche Projektalternative realisiert werden soll, umfasst das Projekt 16–21 Monopiles, was bedeutet, dass Meeressäuger potenziell für 49–65 Tage verhaltensgestört sein können. Die räumliche Ausdehnung der Auswirkung wird anhand der modellierten Wirkungsabstände als *lokal* eingeschätzt. Abschließend wird die Empfindlichkeit für Schweinswale als *sehr hoch* und für Robben als *mittel* eingeschätzt. Der Grund dafür, dass die Sensitivität für Schweinswale *sehr hoch* angesetzt ist, ist, dass die landesweiten Zählungen der Schweinswale in den Jahren 2020 und 2022 darauf hindeuten, dass die Population im Großen Belt zurückgeht (siehe Abschnitt 3.3.3). Sowohl für Schweinswale als auch für Robben wird davon ausgegangen, dass die

Auswirkungen vollständig reversibel sind, da die Situation nach dem Ende des Lärms wieder zum Ausgangspunkt zurückkehrt.

Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Auf dieser Grundlage wird die Gesamtlärmbelastung durch das Einrammen im lärmbelasteten Gebiet rund um den künftigen Offshore-Windpark als *mittel* für die Schweinswalpopulation und *gering* für die Robbenpopulation eingeschätzt und ist daher nicht erheblich.

3.3.4.1.3 Lärmbelastung durch Einrammen von Pfählen (Luftschaall)

Zusätzlich zum Unterwasserlärm, der durch das Einrammen von Pfählen erzeugt wird, wird auch Luftschaall erzeugt, der sich möglicherweise auf den Kalundborg-Fjord auswirkt, wo sich laut Ausweisungsgrundlage (H195/N166) sowohl Schweinswale als auch Seehunde aufhalten. Die Kegelrobbe ist in dem Gebiet nicht bekannt und selbst wenn ein Individuum in dem Gebiet vorkommen sollte, hat das Gebiet keinen signifikanten Wert für die Art und wird daher nicht in die Bewertung einbezogen.

Luftschaall ist für Schweinswale nicht relevant, da sie die meiste Zeit unter Wasser verbringen und nur kurz zum Atmen an die Oberfläche kommen. Andererseits können sich an Land aufhaltende Robben durch Luftschaall in ihrem Verhalten gestört werden. Allerdings gibt es im Kalundborg-Fjord oder in der Nähe des Projektgebiets für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht keine Liege- oder Wurfplätze für Seehunde.

Der nächstgelegene bekannte Standort, der als wichtig für Seehunde gilt, ist das Gebiet bei Vejrø und Bosserne östlich von Samsø, das etwa 35 km Luftlinie vom Projektgebiet entfernt. Aufgrund der großen Entfernung kann Luftschaall die Liege- und Wurfplätze der Seehunde in Vejrø und Bosserne nicht beeinträchtigen.

Bei der Bewertung der Auswirkungen auf Seehunde wird die Belastungsgröße als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Ausmaß als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet, aus dem die Tiere vertrieben werden, im Vergleich zu anderen Teilen des Großen Belts, in denen sich die Tiere aufhalten können, relativ klein ist, und da das Gebiet offenbar kein Kerngebiet für Seehunde ist. Da es im Kalundborg-Fjord oder in der Nähe des Projektgebiets (Entfernung mindestens 35 km) keine Ruhe- und Wurfplätze gibt. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *kurz* eingeschätzt, da die Tiere kurz nach Ende des Lärms in das Gebiet zurückkehren können (einige Tage für jeden Monopile, bei einer Gesamtbaizeit für das Einrammen von 4 bis 6 Monaten). Die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen wird als *lokal* beurteilt. Schließlich wird die Empfindlichkeit für Seehunde als *mittel* eingeschätzt, in der Zeit vom 1. Mai bis 1. September jedoch als *hoch*, wenn sie die Ruheplätze zum Werfen, Säugen und Fellwechsel nutzen. Bei Robben wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen vollständig reversibel sind, da die Situation nach dem Ende des Lärms wieder zum Ausgangspunkt zurückkehrt. Die Bedeutung ist *sehr groß*, da Robbe durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Basierend auf dem oben Gesagten wird die gesamte Luftschaallbelastung durch Einrammen von Pfählen für die Robbenpopulation im lärmbelasteten Gebiet rund um den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht als *gering* eingeschätzt und die Auswirkung ist daher nicht signifikant.

3.3.4.1.4 Lebensraumverlust durch Einrammen von Monopiles – Verhaltensänderungen

Schweinswale und Robben werden durch den Lärm durch Einrammen kurzfristig einen Lebensraumverlust erleiden. Es handelt sich um einen kurzfristigen Verlust des Lebensraums, da die Tiere für einen kürzeren Zeitraum (Tage) das vom Lärm der Einrammarbeiten betroffene Gebiet nicht nutzen können/wollen. Die

Grenze für den kurzfristigen Lebensraumverlust, d. h. der Bereich, aus dem die Tiere verscheucht werden, ist im Verhältnis zur Toleranzgrenze von Schweinswalen und Robben für Verhaltensänderungen konservativ festgelegt. Es wird daher davon ausgegangen, dass alle Tiere den Bereich verlassen, in dem die Toleranzgrenze für Verhaltensänderungen durch den Lärm des Einrammens überschritten wird (Tabelle 3-8).

Es wird geschätzt, dass das Einrammen in etwa 2 Stunden pro Monopile durchgeführt werden kann. Die Dauer der Auswirkungen wird nur von kurzer Dauer sein und wird voraussichtlich einige Stunden bis maximal drei Tage nach dem Abschluss jedes einzelnen Windkraftwerk-Fundaments andauern (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011; Brandt, et al., 2018; Dähne, et al., 2013; Nabe-Nielsen, et al., 2018).

Darüber hinaus wird der Lärm auf ein Niveau reduziert, bei dem davon ausgegangen wird, dass PTS bei Schweinswalen und damit auch bei Robben nicht auftritt (durch Verwendung eines doppelten Luftblasenvorhangs oder eines ähnlichen Lärmdämpfungssystems), und das Einrammen wird nicht während der gefährdeten Phase der Schweinswale stattfinden, wenn die Kälber geboren werden (von Mai bis August). Basierend auf den geschätzten Dichten kann berechnet werden, dass es potenziell zu Verhaltensänderungen bei 12–51 Schweinswalen kommt, je nach Projekt (basierend auf der durchschnittlichen Dichte 2016, 2020 und 2022) auf einer Fläche von etwa 50 km² (siehe Tabelle 3-9). Bei Robben wird davon ausgegangen, dass Tiere im gleichen Gebiet wie bei Schweinswalen Verhaltensänderungen zeigen, und es wird konservativ angenommen, dass die Anzahl der Tiere dieselbe ist wie bei Schweinswalen. Schweinswale und Robben werden daher potenziell das Gebiet von etwa 50 km² rund um den Offshore-Windpark verlassen.

Die Auswirkungen sind reversibel, da sowohl Schweinswale als auch Robben nach Beendigung der Einrammarbeiten in das Gebiet zurückkehren können. Im Offshore-Windpark Gemini in der Nordsee etablierte sich die lokale Schweinswalpopulation in dem Gebiet innerhalb von 2–6 Stunden nach der Stilllegung wieder, und bei der Modellierung der Reaktion einzelner Tiere auf Lärm wurden ähnliche Wiederherstellungsraten festgestellt (Nabe-Nielsen, et al., 2018). Im Zusammenhang mit der Installation von Horns Rev II schwammen die Schweinswale innerhalb einer Stunde nach Beginn der Einrammung weg. In einer Entfernung von 2,6 km von der Rammstelle war die Häufigkeit der Schweinswale 24 bis 72 Stunden lang gering (Brandt, Diederichs, Betke, Matuschek, & Nehls, 2011). Da die Wiederherstellungszeit länger war als die Entfernung zwischen den meisten Rammstellen, waren die Schweinswalaktivität und ihr Vorkommen vermutlich während des fünfmonatigen Zeitraums, in dem die Einrammarbeiten für das Projekt andauerte, verringert.

Die Wiederherstellungszeit für Schweinswale nach dem Einrammen im küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht wird als kurz eingeschätzt, da der Lärm durch das Einrammen pro Monopile maximal etwa 2 Stunden andauert, und da für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2 insgesamt nur 16, 18 oder 21 Windenergieanlagen eingerammt werden müssen. Die gesamte Bauzeit für das Einrammen wird auf 4 bis 6 Monate geschätzt (in diesem Zeitraum sind auch Wetter- und sonstige Unterbrechungs- und Wartezeiten enthalten).

Die Auswirkungen von Rammerschall auf Robben wurden im Zusammenhang mit dem Bau eines Offshore-Windparks im Südosten Englands im Jahr 2012 untersucht. Die Studie zeigte, dass die Nutzung der Windparkfläche durch die Robben in einer Entfernung bis 25 km von der Rammstelle deutlich reduziert wurde (19-83 % Reduzierung der Flächennutzung), was einer Verdrängung/Umsiedlung von 440 Robben entspricht. Das Verscheuchen beschränkte sich auf den Zeitraum des eigentlichen Rammgeräusches, da die Robben innerhalb von 2 Stunden nach Ende der Einrammarbeiten in das Gebiet zurückkehrten und dort wie vor dem Rammen im Projektgebiet verteilt waren (Russell, et al., 2016). Das Projekt Gescha 2, das die Auswirkungen von

Rammarbeiten auf Schweinswale und Robben in der Deutschen Bucht (German Bight) im Zeitraum 2014–2016 untersuchte, stellte fest, dass sowohl Schweinswale als auch Robben weit entfernt von der Rammstelle (11–20 km) erschreckt wurden, und es wurden keine Auswirkungen auf die Population der Tiere beobachtet (Rose, et al., 2019).

In dem Gebiet, in dem der Offshore-Windpark errichtet werden soll, wurden relativ wenige Schweinswale und Robben beobachtet, und es gibt keine Hinweise darauf, dass das Gebiet im Vergleich zu den umliegenden Gewässern für Robben oder Schweinswale von größerer Bedeutung ist. Auf dieser Grundlage wird davon ausgegangen, dass andere nahegelegene Gebiete einen mindestens gleichen und wahrscheinlich höheren Wert als Futtergebiet haben werden als das Projektgebiet selbst, weshalb die Tiere dort während des Einrammens nach Futter suchen können.

Bei der Wirkungsabschätzung wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Voraussetzung dafür ist, dass in der gefährdeten Zeit für Schweinswale, wenn die Kälber geboren werden (von Mai bis einschließlich August), keine Monopile-Fundamente eingerammt werden. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet, aus dem die Tiere vertrieben werden, im Vergleich zu anderen Teilen des Großen Belts (2 %), in denen sich die Tiere aufhalten können, relativ klein ist, ebenso wie das Gebiet kein Kerngebiet für Robben oder Schweinswale zu sein scheint. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *kurz* eingeschätzt, da die Tiere kurz nach Ende des Einrammlärms in das Gebiet zurückkehren können (innerhalb weniger Stunden und bis zu 3 Tagen für jeden Monopile, insgesamt 16–21 Monopiles, abhängig von der Projektalternative und innerhalb einer Gesamtbauzeit für die Rammarbeiten von 4 bis 6 Monaten), und das räumliche Ausmaß der Einwirkung anhand der modellierten Einwirkungsentfernungen wird als *lokal* eingeschätzt. Wenn die Schweinswalpopulation zurückgeht (siehe Abschnitt „Aktueller Zustand“), wird die Empfindlichkeit der Schweinswalpopulation gegenüber Störungen unter sonst gleichen Bedingungen zunehmen. Basierend auf der geschätzten Abnahme der Schweinswalpopulation in der Beltseepopulation von 2012 bis 2022 um 1,5 % pro Jahr wird die Empfindlichkeit der Schweinswale daher als *hoch* eingeschätzt. Für Robben wird die Empfindlichkeit als *mittel* eingeschätzt. Sowohl für Schweinswale als auch für Robben wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen vollständig reversibel sind, da die Situation nach dem Ende des Lärms wieder zum Ausgangspunkt zurückkehrt. Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind.

Basierend auf dem oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen des kurzfristigen Lebensraumverlusts in dem von Lärm betroffenen Gebiet rund um den künftigen Offshore-Windpark als *mittel* für die Schweinswalpopulation und *gering* für die Robbenpopulation eingeschätzt. Die Auswirkungen sind daher nicht erheblich.

3.3.4.1.5 Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm

Zusätzlich zum Rammschall wird es während der Bauphase zu Lärm aus anderen Quellen kommen. Dies betrifft unter anderem den Lärm von Schiffen. Besonders kleine und schnelle Schiffe, wie z. B. Serviceschiffe, emittieren Lärm, der potenziell dazu führen kann, dass Schweinswale und Robben ihr Verhalten ändern.

Schweinswale scheinen relativ scheue Tiere zu sein, da häufig Fluchtreaktionen beobachtet werden, wenn sich ein motorisiertes Schiff nähert. Studien haben einen negativen Zusammenhang zwischen der Anwesenheit von Schweinswalen und der Intensität des Schiffsverkehrs gezeigt (Scheidat, et al., 2011; Herr, Scheidat, & Siebert,

2005). Das Verhalten von Schweinswalen kann sich bei Annäherung von Schiffen ändern, indem Schweinswale tagsüber beispielsweise an der Oberfläche vom Schiff wegschwimmen, während sie nachts mit Abtauchen reagieren (Frankish, 2023). Darüber hinaus kann Schiffslärm möglicherweise die Nahrungssuche von Walen stören, die Echoortung zur Suche nach Beute nutzen (Erbe C. M., 2019), u. a. von Schweinswalen. Störungen durch Schiffslärm können daher Folgen für die Energetik und Populationsdynamik haben, wenn Schweinswale aus einem wichtigen Nahrungsgebiet vertrieben werden (Frankish, 2023).

Es ist daher wahrscheinlich, dass Schweinswale in gewissem Maße auf den Schiffsverkehr, der im Zusammenhang mit den Bauarbeiten stattfinden wird, reagieren, indem sie während der Bauzeit das Gebiet verlassen und nach Ausweichgebieten suchen. Die Auswirkungen werden als kurzfristig und lokal eingeschätzt, und es wird davon ausgegangen, dass Schweinswale und Robben kurz nach dem Ende des Lärms durch den Schiffsverkehr in das Gebiet zurückkehren könnten. Das Gebiet, in dem der küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht errichtet wird, ist bereits vom Schiffsverkehr betroffen (einschließlich der Route T, die eine Transitroute für Schiffe ist, wobei die Mittellinie der Route T 5,2 km bis 12,2 km vom Projektgebiet entfernt liegt). Daher muss davon ausgegangen werden, dass die Tiere, die sich im Gebiet aufhalten, an den bereits vorhandenen Schiffsverkehr angepasst sind. Der erhöhte Schiffsverkehr im Zusammenhang mit den Bauarbeiten wird periodisch und von kurzer Dauer sein. Auf dieser Grundlage wird davon ausgegangen, dass Lärm und Störungen durch Schiffslärm und Lärm durch sonstigen Baulärm keine nennenswerten Auswirkungen auf Robben oder Schweinswale haben.

Bei der Bewertung der Auswirkungen wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet, aus dem die Tiere vertrieben werden, im Vergleich zu anderen Teilen des Großen Belts, in denen sich die Tiere aufhalten können, relativ klein ist, ebenso wenig wie das Gebiet als Kerngebiet für Robben oder Schweinswale eingestuft wird. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *kurz* eingeschätzt, da die Tiere kurz nach Ende des Lärms in das Gebiet zurückkehren können (einige Tage für jeden Monopile, bei einer Gesamtbauzeit für das Einrammen von 4-6 Monaten). Die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen wird als *lokal* beurteilt. Abschließend wird die Empfindlichkeit für Schweinswale als *mittel* und für Robben als *mittel* beurteilt. Sowohl für Schweinswale als auch für Robben wird davon ausgegangen, dass die Auswirkungen vollständig reversibel sind, da die Situation nach dem Ende des Lärms wieder zum Ausgangspunkt zurückkehrt. Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind.

Auf dieser Grundlage werden die Gesamtauswirkungen eines kurzfristigen Lebensraumverlusts infolge von Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und anderen Baulärm für die Schweinswalpopulation als *gering* und für die Robbenpopulation im lärmbeeinträchtigten Gebiet als *gering* eingeschätzt. Die Auswirkungen im küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht sind daher nicht erheblich.

3.3.4.1.6 UXO (nicht explodierte Kampfmittel)

Sollten im Zusammenhang mit UXO-Erkundungen wider Erwarten nicht explodierte Kampfmittel (UXOs) aus dem 1. und 2. Weltkrieg und der Nachkriegszeit identifiziert werden, werden diese durch Sprengung vor Ort entfernt. Dies muss unter Anleitung, Genehmigung und Durchführung der Munitions- und Minenräumerei des Militärs erfolgen (siehe Abschnitt **Error! Reference source not found.** zu Munition und Unterwasserlärm in Bezug auf UXO). Es ist zu beachten, dass, wenn UXOs gezündet werden sollen, dies in der Verantwortung des Militärs liegt und somit auch das Militär dafür sorgen muss, dass dies im Einklang mit den Umweltvorschriften

geschieht. Das Militär muss daher eine konkrete Beurteilung seiner Sprengtätigkeit vornehmen und u. a. beurteilen, ob ein Bedarf an präventiven Maßnahmen besteht.

Die Druckwelle des Lärms kann möglicherweise Auswirkungen auf Meeressäugetiere in Form von körperlichen oder Hörschäden (PTS und TTS) sowie Verhaltenseffekten haben, z. B. gestörte Nahrungssuche.

Die Wahrscheinlichkeit, dass im Zusammenhang mit dem Projekt eine Sprengung von Blindgängern erforderlich sein wird, ist gering, da die Wahrscheinlichkeit, dass Blindgänger im Baugebiet gefunden werden, sehr gering ist (siehe Abschnitt **Error! Reference source not found.**). Die Wahrscheinlichkeit, dass sich ein Seehund oder Schweinswal nahe genug an der Explosion befindet, um PTS zu erleiden, hängt vom Lärmpegel der Explosion ab. Schweinswale und Robben können von TTS und Verhaltensänderungen im Zusammenhang mit einer Explosion betroffen sein (Royal Haskoning, 2018).

Sollte es notwendig werden, Munition zu zünden, sind die Auswirkungen auf Schweinswale und Robben lokal und können je nach Größe der Sprengladung, physischen Umständen usw. irreversibel (PTS) oder reversibel (TTS oder Verhaltensänderungen) für das einzelne Tier sein (ohne Bedeutung für die Population).

Bei der Wirkungsabschätzung wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet, aus dem die Tiere vertrieben werden, im Vergleich zu anderen Teilen des Großen Belts, in denen sich die Tiere aufhalten können, relativ klein ist, und das Gebiet scheint weder für Robben noch für Schweinswale als Kerngebiet zu gelten. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *gering* und die räumliche Ausdehnung der Auswirkung als *lokal* eingeschätzt. Abschließend wird die Empfindlichkeit für Schweinswale und Robben als *mittel* bewertet.

Im Zusammenhang mit diesem Projekt wird davon ausgegangen, dass das Risiko, dass Blindgänger während der Bauphase identifiziert werden, sehr gering ist.

Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Basierend auf dem oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen der Detonation von Blindgängern auf die Robben- und Schweinswalpopulation im lärmbelasteten Gebiet rund um den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht als *gering* und die Auswirkungen daher als nicht signifikant eingeschätzt.

3.3.4.1.7 Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen in der Bauphase

Tabelle 3-11 fasst die potenziellen Auswirkungen auf Meeressäugetiere zusammen, die sich aus der Durchführung des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht ergeben werden. Einschließlich der Bewertung von: Belastung, Sensibilität, Bedeutung und der Gesamtbewertung für Schweinswale und Robben in der Bauphase. Die Auswirkungen werden für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, als gleich bewertet.

Tabelle 3-11 Zusammenfassung der Auswirkungen während der Bauphase auf Meeressäugetiere. Unter „Robben“ werden in der Praxis nur Seehunde verstanden, da Kegelrobben in der Gegend nicht bekannt sind und nur in äußerst begrenztem Umfang vorkommen dürften.

Mögliche Auswirkungen	Spezies	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt, Alternativen 1 und 2
Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen	Schweinswale	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig
	Robben	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Unterwasserlärm)	Schweinswale	Niedrig	Sehr groß	Sehr groß	Mittel
	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Luftschaal)	Robben	Niedrig	Mittel/Groß	Sehr groß	Niedrig
Kurzfristiger Lebensraumverlust beim Einrammen durch Abschrecken	Schweinswale	Niedrig	Groß	Sehr groß	Mittel
	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.	Schweinswale	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
Unterwasserlärm durch die Detonation von UXO, der das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann	Schweinswale	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig

3.3.4.2 Betriebsphase

Zu den bewerteten Auswirkungen auf Meeressäugetiere während der Betriebsphase des Offshore-Windparks in der Jammerland-Bucht gehören:

- Lärm und Störungen durch die Windenergieanlagen, Schiffsverkehr und anderen Lärm im Zusammenhang mit Wartungsarbeiten, der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann
- Langfristige Lebensraumveränderungen durch die Einführung von neuem Hartsubstrat
- Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus

3.3.4.2.1 Lärm und Störungen durch Serviceboote und Betriebslärm durch die Windenergieanlagen

Schweinswale und Robben können möglicherweise durch Lärm und Störungen durch den Schiffsverkehr im Zusammenhang mit Wartungen und Betriebsgeräuschen der Windenergieanlagen beeinträchtigt werden. Der Schiffsärm während der Betriebsphase wird voraussichtlich hauptsächlich von kleineren Servicebooten ausgehen, während der Lärm der Windenergieanlagen während des Betriebs hauptsächlich von den Rotorblättern, dem Getriebe, der Turbine und dem Generator der Windenergieanlagen stammt, der über den Windenergieanlagenturm und Fundamente ins Wasser übertragen wird.

Das Ausmaß des Lärms und der Störungen durch Serviceboote wird geringer sein als während der Bauphase, es wird mit einem Bedarf von etwa 20 Wartungs- und Servicezeiten pro Jahr für jede Windenergieanlage gerechnet. Vor diesem Hintergrund wird mit einem Bedarf von etwa 320–420 Fahrten zum und vom Windpark pro Jahr gerechnet, je nachdem, welches Windenergieanlagen-Szenario gewählt wird. Es wird erwartet, dass die eingesetzten Schiffe kleiner und wahrscheinlich schneller sein werden und dadurch Lärm mit Energie in einem höheren Frequenzbereich (auf den die Meeressäugetiere empfindlich reagieren) erzeugen als die größeren Schiffe, die während der Bauphase eingesetzt wurden (Richardson, Malme, Green, & Thomson, 1995). Allerdings liegt das Projektgebiet für den Offshore-Windpark in der Nähe der Route-T (5,2-12,3 km), die eine Transitroute für Schiffe darstellt, und in den umliegenden Gewässern gibt es bereits viel Schiffsverkehr. Während der Betriebsphase wird der Lärm durch den Schiffsverkehr periodisch und kurzzeitig lokal um die Windenergieanlagen herum sowie während des Transports zwischen Land und Windpark und zwischen den Windenergieanlagen zunehmen. Es wird erwartet, dass der Lärm der in Betrieb befindlichen Windenergieanlagen hauptsächlich niedrige Frequenzen (unter 1 kHz) und einen Schallpegel aufweist, der deutlich unter dem Schiffsärm liegt (Tougaard, Hermannsen, & Madsen, 2020).

Schweinswale wurden in Betrieb befindlichen Offshore-Windparks in vergleichbarer oder höherer Zahl beobachtet als vor der Errichtung der Offshore-Windparks (Tougaard, et al., 2006a; Scheidat, et al., 2011) (siehe Abbildung 3-35). Es gibt auch ein Beispiel dafür, dass Schweinswale nach dem Bau eines Offshore-Windparks in geringerer Zahl beobachtet wurden. Allerdings ist unklar, ob die geringeren Schweinswale auf die Anwesenheit des Offshore-Windparks zurückzuführen sind (Tougaard J. , 2014). Es ist auch bekannt, dass Robben in Offshore-Windparks jagen und sich dort aufhalten. Das geht z. B. aus einer Untersuchung des Verhaltens von Meeressäugern in künstlichen Einrichtungen auf See hervor (Russell, et al., 2014). Dies deutet darauf hin, dass der Betriebsärm der Offshore-Windenergieanlagen und der Schiffsverkehr innerhalb des Offshore-Windparks keine wesentlichen negativen Auswirkungen auf die Anwesenheit von Schweinswalen und Robben haben.

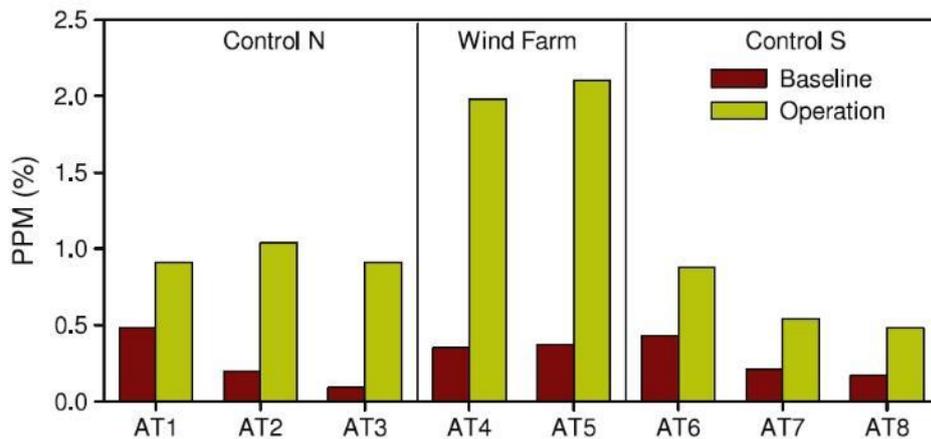


Abbildung 3-35 Schweinswalaktivität im niederländischen Windpark Egmond aan Zee und zwei Referenzgebieten vor und nach dem Bau des Parks (Scheidat, et al., 2011).

Bei der Wirkungsabschätzung wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Umfang als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet, aus dem die Tiere vertrieben werden, im Vergleich zu den anderen Teilen des Großen Belts relativ klein ist, auch scheint das Gebiet weder für Robben noch für Schweinswale ein Kerngebiet zu sein. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als langfristig (mehr als 10 Jahre) eingeschätzt, da die Wirkung über die gesamte Lebensdauer der Anlage anhält. Die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen wird als *lokal* beurteilt. Abschließend wird die Empfindlichkeit für Schweinswale und Robben als *mittel* bewertet.

Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Auf der Grundlage des oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen durch Lärm und Störungen während der Betriebsphase als *gering* für die Schweinswalpopulation und *gering* für die Robbenpopulation in dem vom Lärm betroffenen Gebiet rund um den künftigen Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht eingeschätzt, und die Auswirkungen werden auf dieser Grundlage als nicht erheblich beurteilt.

3.3.4.2.2 Lebensraumveränderungen durch eine Vergrößerung der Hartsubstratfläche

Es lässt sich darüber streiten, ob die Fundamente und der Erosionsschutz tatsächlich als positive Auswirkungen für Schweinswale und Robben wahrgenommen werden können oder nicht. Auf den neuen Fundamenten am Meeresboden werden sich mit der Zeit Lebensgemeinschaften mit Muscheln, Algen und anderen festsitzenden Organismen entwickeln, die in vielerlei Hinsicht felsigen Riffgemeinschaften ähneln. Diese werden jedoch klein und lokal sein. Eine Studie hat eine erhöhte Aktivität von Schweinswalen an einem restaurierten Felsenriff bei Læsø Trindel nachgewiesen. Der Grund lag vermutlich darin, dass die Zahl der Beutetiere zunahm (Mikkelsen, Mouritsen, Dahl, Teilmann, & Tougaard, 2013). Eine andere Studie im Windpark Nysted zeigte hingegen, dass das Gebiet zehn Jahre nach der Errichtung immer noch nicht den gleichen Schweinswalbestand wie zuvor erreicht hatte (Teilmann, J.; Carstensen, J., 2012). Für Robben hat eine Studie gezeigt, dass sie Fundamente von Windenergieanlagen nach Beute absuchen können ((siehe). Abbildung 3-36) (Russell, et al., 2014)).

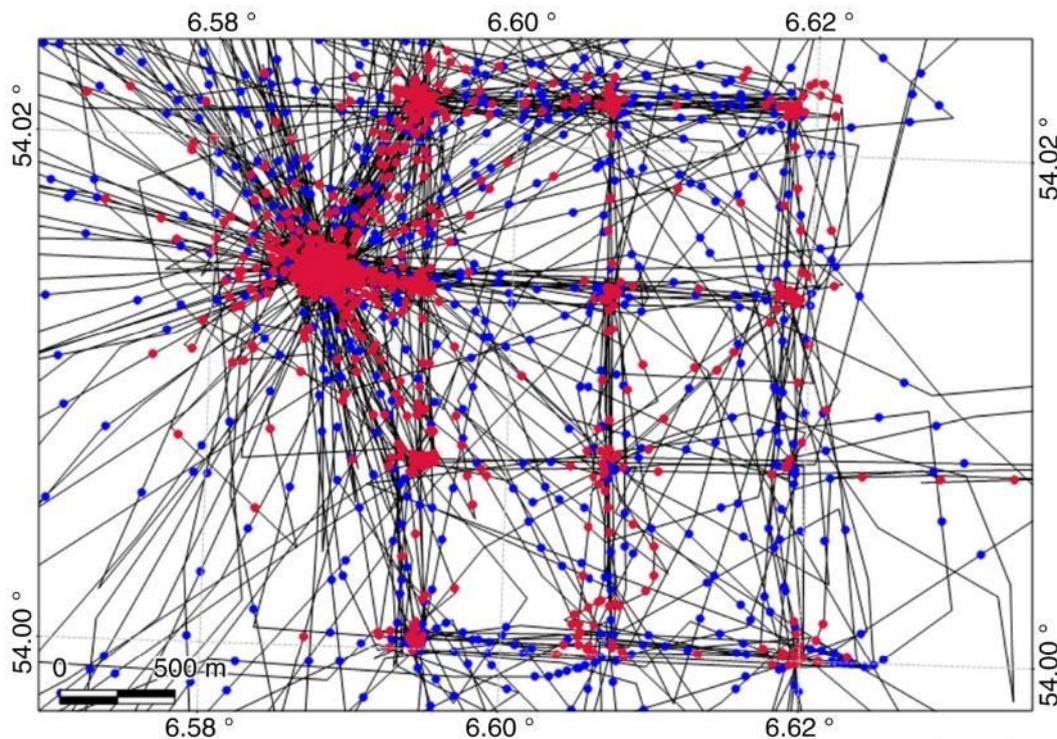


Abbildung 3-36 Schwimmmuster eines Seehundes am Windpark Alpha Ventus (12 Windenergieanlagen) und an der Plattform Fino 1 (links vom Park). Punkte zeigen den Standort in 30-Minuten-Intervallen an. Rote Punkte weisen auf eine höhere Wahrscheinlichkeit der Nahrungssuche hin. Es ist zu erkennen, dass die Robbenkonzentration an den Fundamenten der Windenergieanlagen und an der Plattform am höchsten ist (Russell, et al., 2014).

Der Bereich mit weichem Boden, der durch harte Böden in Form von Fundamenten und Erosionsschutz am Meeresboden ersetzt wird, ist sehr klein. In dem Gebiet gibt es bereits harten Boden in Form einiger Steine, und es wird nicht davon ausgegangen, dass die sehr begrenzte Hinzufügung von hartem Boden in Form von Erosionsschutz zu einer signifikanten Änderung des Nahrungsangebots führt, weder für Schweinswale noch für Robben im Bereich.

Bei der Wirkungsbeurteilung wird die Belastungsgröße als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Ausmaß als *gering* bewertet. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt, da das Gebiet mit verändertem Lebensraum im Vergleich zu anderen Teilen des Großen Belts relativ klein ist, ebenso wie das Gebiet weder für Robben noch für Schweinswale ein Kerngebiet zu sein scheint. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als langfristig (mehr als 10 Jahre) eingeschätzt, da die Wirkung über die gesamte Lebensdauer der Anlage anhält. Die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen wird als *lokal* beurteilt. Abschließend wird die Empfindlichkeit sowohl für Robben als auch für Schweinswale als *gering* eingeschätzt, da davon ausgegangen wird, dass die Säugetiere durch den veränderten Lebensraum aufgrund des veränderten Substrats entweder nicht oder positiv beeinflusst werden.

Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Auf der Grundlage des oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen des veränderten Lebensraums in der Betriebsphase als *gering* für die Schweinswalpopulation und *gering* für die Robbenpopulation im Gebiet um den künftigen Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht eingeschätzt, sodass die Auswirkungen nicht erheblich sind.

3.3.4.2.3 Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus

Verbindungskabel zwischen den Windenergieanlagen und 3 Anlandungskabel werden verlegt. Die elektromagnetischen Felder rund um Seekabel sind sehr schwach und nehmen in kurzer Entfernung vom Kabel schnell ab, sodass sie in einer Entfernung von 10–20 Metern weitgehend nicht wahrnehmbar sind (Andrulewicz, Napierska, & Otremba, 2003; Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Es wird erwartet, dass der elektromagnetische Strom aus den Kabeln des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht den in ähnlichen dänischen Offshore-Windparks gemessenen Strömen entspricht und in dänischen Küstengebieten innerhalb des natürlichen Niveaus liegt (Orbicon | WPS, 2020a; 2020b).

Über die Reaktion von Walen und Robben auf elektromagnetische Felder (EMF) ist nur sehr wenig bekannt. (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Es gibt keine unmittelbaren Beweise dafür, dass Robben empfindlich auf Veränderungen in Magnetfeldern reagieren. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass Schweinswale empfindlich auf geringfügige Veränderungen der Magnetfelder reagieren (Normandeau, Tricas, & Gill, 2011). Daher ist es möglich, dass Schweinswale auf Schwankungen der von Kabeln erzeugten Magnetfelder reagieren. Je nach Ausmaß und Dauer des Magnetfelds kann ein solcher Effekt voraussichtlich zu geringfügigen, kurzfristigen Änderungen der Schwimmrichtung oder einem längeren Umweg während der Wanderung eines Tieres führen.

Es gibt keine Hinweise darauf, dass die Kabel in den Offshore-Windparks eine Gefahr der Strandung von Schweinswalen oder anderen Meeressäugetieren darstellen, da ein solcher Effekt im Zusammenhang mit Offshore-Windparks in Dänemark oder im Rest der Welt nicht beobachtet wurde. Es gibt auch keine Hinweise darauf, dass Schweinswale und Robben Schwierigkeiten haben, sich in Bereichen mit Kabeln zu orientieren (Russell, et al., 2014).

Bei der Beurteilung der Auswirkung auf Verhaltensänderungen wird das Ausmaß der Belastung als Kombination aus Intensität und Komplexität, Dauer und Ausmaß als *gering* eingeschätzt. Die Intensität wird als *gering* eingeschätzt. Die Komplexität der Auswirkung wird als *gering* eingeschätzt, da die Auswirkung nicht aus vielen unterschiedlichen Teilauswirkungen besteht, die sich gegenseitig beeinflussen. Die Dauer wird als *langfristig* (mehr als 10 Jahre) eingeschätzt, da die Auswirkungen über die gesamte Lebensdauer der Anlage anhalten und die räumliche Ausdehnung der Auswirkungen als sehr *lokal* um die Kabel herum eingeschätzt wird. Schließlich wird die Empfindlichkeit sowohl für Robben als auch für Schweinswale als *gering* eingeschätzt, da davon ausgegangen wird, dass die Säugetiere aufgrund des Elektromagnetismus entweder nur geringe oder keine Auswirkungen haben.

Die Bedeutung ist *sehr groß*, da sowohl Schweinswale als auch Robben durch internationale Gesetze/Konventionen geschützt sind. Basierend auf dem oben Gesagten werden die Gesamtauswirkungen des Elektromagnetismus in der Betriebsphase sowohl auf die Robben- als auch auf die Schweinswalpopulation im Gebiet um den künftigen Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht als *gering* eingeschätzt und sind daher nicht signifikant.

3.3.4.2.4 Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen in der Betriebsphase

Tabelle 3-12 Zusammenfassung möglicher Auswirkungen während der Betriebsphase für Meeressäugetiere. Unter „Robben“ werden in der Praxis nur Seehunde verstanden, da Kegelrobben in der Gegend nicht bekannt sind und nur in äußerst begrenztem Umfang vorkommen dürften.

Mögliche Auswirkungen	Spezies	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt und Alternative 1 und 2
	Schweinswale	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig

Mögliche Auswirkungen	Spezies	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt und Alternative 1 und 2
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
Lebensraumveränderungen durch eine Vergrößerung der Hartsubstratfläche	Schweinswale	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig/Keine
	Robben	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig/Keine
Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus, der sich auf die Tiere auswirken kann	Schweinswale	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig/Keine
	Robben	Niedrig	Niedrig	Groß	Niedrig/Keine

3.3.4.3 Stilllegungsphase

Bewertete Auswirkungen auf Meeressäuger im Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht während der Stilllegungsphase:

- Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen
- Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.

3.3.4.3.1 Sedimentaustritt

Der Sedimentaustritt in der Stilllegungsphase wird voraussichtlich gleich oder geringer sein als in der Bauphase. Die Auswirkungen auf Schweinswale und Robben werden daher auch während der Stilllegungsphase als *gering* eingeschätzt und sind daher nicht erheblich.

3.3.4.3.2 Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und andere Stilllegungsaktivitäten

Lärm und Störungen durch den Schiffsverkehr und andere Aktivitäten in der Stilllegungsphase werden als vergleichbar mit Lärm und Störungen in der Bauphase eingeschätzt, daher werden die Auswirkungen auf Schweinswale und Robben auch in der Stilllegungsphase als *gering* eingeschätzt und sind daher nicht bedeutsam.

3.3.4.3.3 Lebensraumveränderungen durch eine Vergrößerung der Hartsubstratfläche

Hartsubstrat, das während der Stilllegungsphase voraussichtlich auf dem Meeresboden zurückbleibt, umfasst die Fundamente der Windenergieanlagen, die womöglich knapp unterhalb der Meeresbodenoberfläche abgeschnitten werden können, sowie den Erosionsschutz außerhalb des Fundaments. Das zurückbleibende harte Bodensubstrat ist das gleiche und deckt die gleiche Fläche ab, die in der Betriebsphase beurteilt wurde. Die Gesamtauswirkungen werden daher sowohl in der Stilllegungsphase als auch in der Betriebsphase als gleich eingeschätzt, *gering/positiv* für Schweinswale und *gering/keine Auswirkung* auf Robben, daher ist die Auswirkung nicht signifikant.

3.3.4.3.4 Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen in der Stilllegungsphase

Eine Zusammenfassung der möglichen Auswirkungen des Projekts auf Meeressäuger während der Stilllegungsphase finden Sie in Tabelle 3-13. Die Gesamtbewertung basiert auf der Annahme, dass die Auswirkungen in der Stilllegungsphase durch Sedimentaustritt sowie Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr

und andere Stilllegungsaktivitäten mit denen in der Bauphase vergleichbar sind. Allerdings ohne Einwirkungen durch Einrammen von Pfählen. Die Auswirkungen in der Stilllegungsphase auf langfristige Lebensraumveränderungen durch das Einbringen von neuem Hartsubstrat sind mit denen in der Betriebsphase vergleichbar. Die Auswirkungen werden für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 und Alternative 2, als gleich bewertet.

Tabelle 3-13 Zusammenfassung möglicher Auswirkungen in der Stilllegungsphase für Meeressäugetiere. Unter „Robben“ werden in der Praxis nur Seehunde verstanden, da Kegelrobben in der Gegend nicht bekannt sind und nur in äußerst begrenztem Umfang vorkommen dürften.

Mögliche Auswirkungen	Spezies	Belastung	Empfindlichkeit	Bedeutung	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt, Alternativen 1 und 2
Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen	Schweinswale	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig
	Robben	Niedrig	Niedrig	Sehr groß	Niedrig
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr und sonstigen Baulärm usw., der die Tiere stören und aus dem Gebiet vertreiben kann.	Schweinswale	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig
	Robben	Niedrig	Mittel	Sehr groß	Niedrig

3.3.5 Zusammenfassung

Tabelle 3-14 fasst die möglichen Auswirkungen auf Meeressäugetiere in den verschiedenen Phasen des Projekts zusammen. Die bewerteten Lärmauswirkungen beim Einrammen von Monopiles gehen davon aus, dass der Lärm beim Einrammen durch einen doppelten Luftblasenvorhang (DBBC) oder ähnliche lärmindernde Maßnahmen gedämpft wird und dass Monopiles während der für Schweinswale am stärksten gefährdeten Zeit (von Mai bis August) nicht eingerammt werden. Keine der potenziellen Auswirkungen führt zu erheblichen Auswirkungen auf die Meeressäugetiere in der Region und daher sind auch keine Abhilfemaßnahmen für das Projekt erforderlich.

Es gibt keinen Unterschied in der Bewertung der möglichen Auswirkungen auf Meeressäugetiere bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts, Alternative 1 oder Alternative 2, weder für Schweinswale noch für Robben.

Tabelle 3-14 Zusammenfassung der potenziellen Gesamtauswirkungen auf Meeressäugetiere (Schweinswale und Robben) während der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphase des Projekts.

Auswirkung	Phase	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt, Alternativen 1 und 2	
		Schweinswale	Robben
	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine

Auswirkung	Phase	Gesamtwirkung – Bevorzugtes Projekt, Alternativen 1 und 2	
		Schweinswale	Robben
Erhöhte Sedimentkonzentrationen in der Wassersäule können die Nahrungsgrundlage verringern und die Nahrungssuche der Tiere beeinträchtigen	Stilllegung	Niedrig	Niedrig
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Unterwasserlärm)	Anlage	Mittel	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Lärmbelastung beim Einrammen von Monopiles, die das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann (Luftschall)	Anlage	Keine	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Kurzfristiger Lebensraumverlust beim Einrammen durch Abschrecken	Anlage	Mittel	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Lärm und Störungen durch Schiffsverkehr, sonstiger Baulärm, Betriebslärm der Windenergieanlagen etc.	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Niedrig	Niedrig
	Stilllegung	Niedrig	Niedrig
Langfristige Lebensraumveränderungen durch die Einführung von neuem Hartsubstrat	Anlage	Keine	Keine
	Betrieb	Niedrig/Keine	Niedrig/Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Unterwasserlärm durch die Detonation von Blindgängern (UXO), der das Gehör und Verhalten der Tiere beeinträchtigen kann	Anlage	Niedrig	Niedrig
	Betrieb	Keine	Keine
	Stilllegung	Keine	Keine
Verhaltensänderungen durch Elektromagnetismus, der sich auf die Tiere auswirken kann	Anlage	Keine	Keine
	Betrieb	Niedrig	Niedrig
	Stilllegung	Keine	Keine

4 NATURA 2000-GRUNDLAGEN UND ANHANG IV-ARTEN

Der Zweck dieses Kapitels besteht darin, die Auswirkungen der Bau-, Betriebs- und Stilllegungsphasen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht in Bezug auf die international geschützten Naturgebiete auf See und an Land, die sogenannten Natura 2000-Gebiete, zu beschreiben und zu bewerten. Darüber hinaus werden die besonders geschützten Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie behandelt.

4.1 Rechtsgrundlage

Die Natura 2000-Gebiete sind gemäß der Habitat-Richtlinie (92/43/EG) bzw. der Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG, vormals 79/409/EG) ausgewiesen und bilden zusammen ein ökologisches Netzwerk geschützter Naturgebiete in der gesamten EU.

Die Habitat- und Vogelschutzrichtlinien werden in Dänemark u.a. durch die Verordnung Nr. 2091 des Umweltministeriums vom 11.12.2021 über die Ausweisung und Verwaltung internationaler Naturschutzgebiete sowie den Schutz bestimmter Arten verwaltet (Miljøministeriet, BEK nr 2091 af 12/11/2021). Die dänische Umweltschutzbehörde hat einen Leitfaden zur Habitat-Verordnung erstellt (Miljøstyrelsen, 2020).

Das Grundprinzip der Verwaltung der Natura 2000-Gebiete lässt sich kurz wie folgt beschreiben:

Pläne und Projekte müssen einer Vorabprüfung unterzogen werden, ob sie ein Natura 2000-Gebiet erheblich beeinträchtigen können, und wenn dies nicht im Voraus verneint werden kann, muss eine tatsächliche Natura 2000-Folgenabschätzung durchgeführt werden, aus der hervorgeht, ob der Plan oder das Projekt dem internationalen Naturschutzgebiet schaden kann.

In Dänemark sind derzeit 257 Natura 2000-Gebiete ausgewiesen, die sowohl Land- als auch Wasserflächen umfassen. Zu den Natura 2000-Gebieten können sowohl EU-FFH-Gebiete als auch EU-Vogelschutzgebiete gehören. Zu den Vogelschutzgebieten zählen auch die 28 sogenannten Ramsar-Gebiete Dänemarks. Dabei handelt es sich um Gebiete, in denen so viele Wasservögel leben, dass sie von internationaler Bedeutung sind und geschützt werden müssen.

Es ist die Ausweisungsgrundlage des Natura 2000-Gebiets, d. h. Gegenstand der Beurteilung sind die Arten und Naturtypen, für welche die Gebiete ausgewiesen sind. Die Bewertung muss auch für das/die betroffene(n) Natura 2000-Gebiet(e) und die dafür in den Natura 2000-Plänen festgelegten Ziele durchgeführt werden, vgl. die Leitlinien zur Habitatverordnung (Miljøstyrelsen, 2020).

4.1.1 Günstiger Erhaltungszustand

Aufgrund seiner EU-Mitgliedschaft ist Dänemark verpflichtet, einen günstigen Erhaltungszustand für die Arten und Naturtypen aufrechtzuerhalten, für deren Schutz die Natura 2000-Gebiete ausgewiesen wurden (die Ausweisungsgrundlage). Was genau ein günstiger Erhaltungszustand bedeutet, ist für die einzelnen Arten und

Naturtypen unterschiedlich, das Konzept wurde jedoch geklärt und messbar gemacht (siehe z. B. (Søgaard, et al., 2005; Elmeros, Søgaard, Wind, & Ejernæs., 2021)).

Für die Art bedeutet ein günstiger Erhaltungszustand, dass die Populationen stabil sein oder sich verbessern müssen und dass die Gebiete der Lebensräume, von denen die Art abhängt, im Verhältnis zum Zeitpunkt der Ausweisung des Gebiets entweder unverändert bleiben oder zunehmen müssen. Für die Naturtypen gilt entsprechend, dass die Fläche mit dem betreffenden Naturtyp stabil oder zunehmend sein muss, um einen günstigen Erhaltungszustand aufrechtzuerhalten.

Um das Ziel eines günstigen Erhaltungszustandes zu erreichen, wurde für jedes Natura 2000-Gebiet ein nationaler Natura 2000-Plan erstellt. Die Pläne legen den Rahmen für die Bewirtschaftung der Natura 2000-Gebiete fest, um einen günstigen Erhaltungszustand der ausgewiesenen Arten und Naturtypen sicherzustellen oder wiederherzustellen.

Darüber hinaus wird in den Plänen dargelegt, welchen Einflussfaktoren die Naturtypen und Arten ausgesetzt sind und welche daher eine Gefahr für die Erhaltung oder Entwicklung eines günstigen Erhaltungszustands dieser Arten und Naturtypen in den Natura 2000-Gebieten darstellen.

Die Ausweisungsgrundlage der Natura 2000-Gebiete wird in regelmäßigen Abständen aktualisiert. Die in diesem Kapitel genannten Ausweisungsgrundlagen basieren auf den neuesten (3. Generation) und geltenden Natura 2000-Plänen, die den Zeitraum 2022–2027 abdecken (Miljøstyrelsen, 2023b).

4.1.2 Anhang IV der Habitat-Richtlinie

Artikel 12 der FFH-Richtlinie sieht vor, dass die Mitgliedstaaten für eine Reihe von Tier- und Pflanzenarten, die im Anhang IV der Richtlinie aufgeführt sind, einen strengen Schutz einführen müssen, unabhängig davon, wo sie vorkommen. Artikel 12 der Richtlinie wurde durch die Habitatverordnung (Umweltministerium, BEK Nr. 2091 vom 12.11.2021) und die Artenschutzverordnung (Umweltministerium, BEK Nr. 521 vom 25.03.2021 über den Schutz bestimmter Tier- und Pflanzenarten usw., Fang und Handel mit Wild sowie Pflege von verletztem Wild) in dänisches Recht umgesetzt.

Für Anhang IV-Arten, die unter anderem alle Fledermausarten umfassen, bedeutet der Schutz u. a. ein Verbot (1) des vorsätzlichen Tötens oder Fangens, (2) der vorsätzlichen Störung, insbesondere während der Wurf- und Aufzuchtzeit sowie während der Überwinterung und des Vogelzugs, (3) der Beschädigung oder Zerstörung von Brut- oder Rastplätzen.

Gemäß den Leitlinien der Habitatverordnung werden Brutgebiete als Bereiche definiert, die für (1) die Paarung oder Begattung, (2) den Nestbau, den Höhlenbau, die Geburt oder das Legen von Eiern, (3) die Aufzucht von Brut und Jungtieren erforderlich sind. Als Ruhegebiete werden Bereiche definiert, die wichtig sind, um das Überleben einzelner Tiere oder Populationen im Ruhezustand zu sichern. Flächen, die zur Nahrungssuche genutzt werden, fallen somit unter den Schutz, wenn sie auch als Brut- oder Rastgebiet genutzt werden oder wenn sie für die Funktionsfähigkeit eines nahegelegenen Brut-/Rastgebiets von entscheidender Bedeutung sind.

Dabei ist auch sicherzustellen, dass die ökologische Funktionsfähigkeit der Brut- und Rastgebiete des betreffenden Bestandes insgesamt mindestens auf dem gleichen Niveau wie bisher erhalten bleibt. Unter der ökologischen Funktionalität versteht man die Gesamtlebensbedingungen, die das Gebiet einer Art bietet. Das Prinzip der ökologischen Funktionalität basiert auf einem umfassenderen ökologischen Verständnis der Art und ihrer Lebensweise, ohne Schutzerwägungen außer Acht zu lassen.

4.2 Natura 2000-Gebiete im Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht

Im Projektgebiet und im Anlandungskorridor auf See sowie im Untersuchungskorridor an Land gibt es keine Natura 2000-Gebiete.

Für das Projektgebiet und den Landungskorridor auf See ist das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet auf See das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord, etwa 6,3 km nördlich des Projektgebiets. Die Entfernung zum Natura 2000-Gebiet beträgt (über Land) etwa 3 km Luftlinie. Das Natura 2000-Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken liegt etwa 7 km südlich des Projektgebiets auf See. Darüber hinaus gibt es vier weitere Natura 2000-Gebiete im Großen Belt und entlang der Küsten bei Hindsholm im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet.

Für den Vermessungskorridor an Land ist das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet an Land das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs Rev und Kalundborg Fjord. Es liegt etwa 2,5 km westlich des Vermessungskorridors. Die Entfernung zum Natura 2000-Gebiet beträgt (über See) etwa 1,5 km Luftlinie. Andere Natura 2000-Gebiete sind mindestens 7,5 km entfernt, das nächstgelegene ist das Natura 2000-Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg und Bollinge Bakke.

Es gibt keine festgelegten Richtlinien dafür, wie viele und welche Natura 2000-Gebiete bei einer Natura 2000-Bewertung behandelt werden müssen. Der Beurteilung liegt daher die Tatsache zugrunde, dass nicht von vornherein ausgeschlossen werden kann, dass sich mobile Arten wie Vögel, Meeressäugetiere, Fledermäuse und Fische, die sich laut Ausweisungsgrundlage in weiter entfernten Natura 2000-Gebieten aufhalten, durch das Projektgebiet bewegen können Bereich und den Anlandungskorridor bewegen können. Es wurde eine konkrete Bewertung vorgenommen, wann dies relevant sein könnte, und in diesen Fällen werden auch Arten einbezogen, die nicht Teil der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten sind, die im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet und den Anlandungskorridor liegen.

Tabelle 4-1 Natura 2000-Gebiete im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet und den Anlandungskorridor auf See. Die Entfernung wird als Mindestentfernung über dem Meer bzw. in Luftlinie (über Land) angegeben.

Natura 2000-Gebiet	FFH-Gebiet	Vogelschutzgebiet	Entfernung vom Natura 2000-Gebiet (km) zum Projektgebiet über das Meer	Entfernung vom Natura 2000-Gebiet (km) zum Projektgebiet Luftlinie (über Land)
Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord	H195	-	6,3	3,6

Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken	H138	F100	7,6	7,3
Gebiet Nr. 109 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm und Romsø	H93	F77	9	9
Bereich Nr. 196 Ryggen	H172	-	9	9
Gebiet Nr. 116 Centrale Storebælt und Vresen	H100	F73, F98, F128	13	13
Gebiet Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund und Lillestrand	H91	-	16	16
Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg und Bollinge Bakke	H135, H244	F94, F99	32	10

Tabelle 4-2 Natura 2000-Gebiete in der Nähe des Untersuchungskorridors an Land. Die Entfernung wird als Mindestentfernung über Land und Luftlinie (über Meer) angegeben.

Natura 2000-Gebiet	FFH-Gebiet	Vogelschutzgebiet	Entfernung vom Natura 2000-Gebiet (km) über Land	Entfernung vom Natura 2000-Gebiet (km) Luftlinie (über Meer)
Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord	H195	-	2,5	1,5
Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg und Bollinge Bakke	H135, H244	F94, F99	7,5	7,5

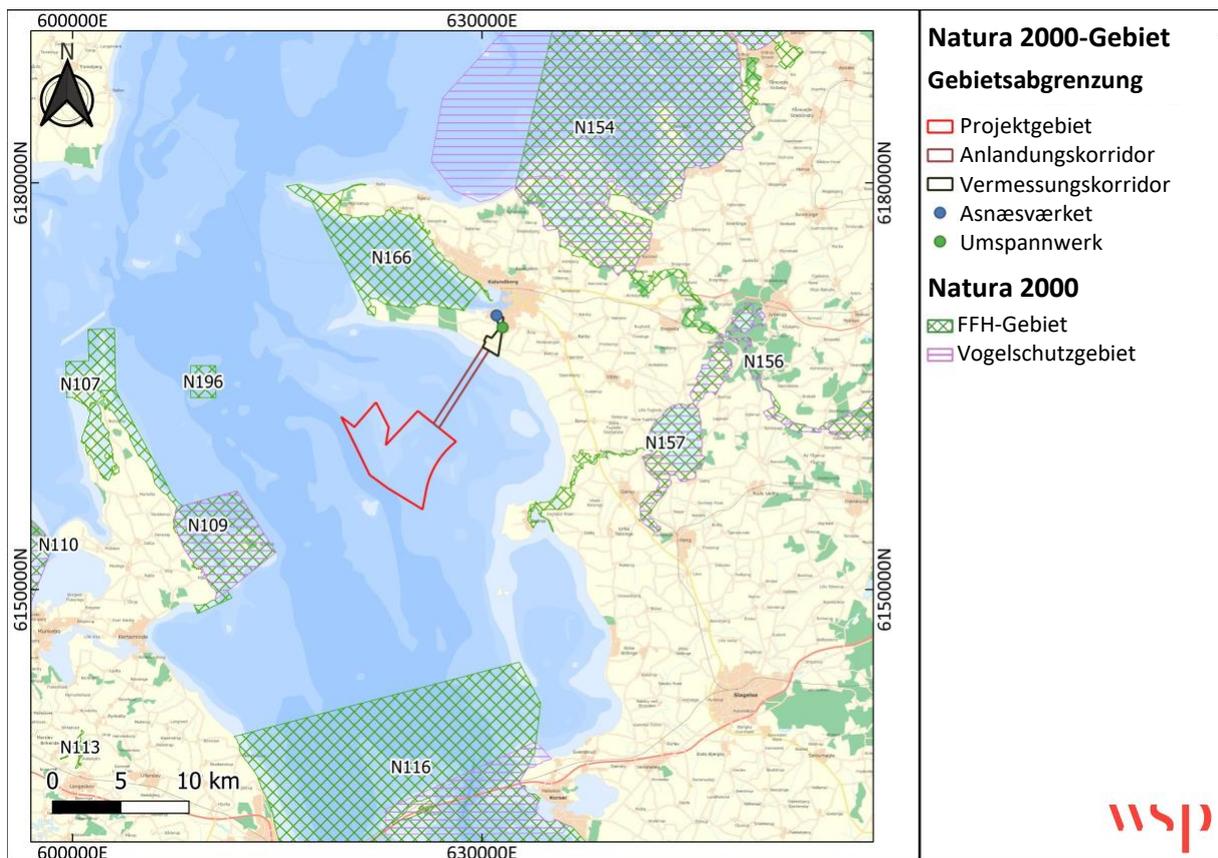


Abbildung 4-1 Natura 2000-Gebiete rund um das Projektgebiet sowie den Anlandungskorridor auf See und den Untersuchungskorridor an Land.

4.2.1 Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff Kalundborg-Fjord

Das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 besteht aus dem FFH-Gebiet H195 Røsnæs, dem Røsnæs-Riff und dem Kalundborg-Fjord. Das Natura 2000-Gebiet wurde für fünf Arten sowie vier marine und zwölf terrestrische Naturtypen ausgewiesen (Tabelle 14.2.2).

Das Natura 2000-Gebiet hat eine Fläche von 5.774 ha, davon sind 5.369 ha Meer und 195 ha Land. Ungefähr 48 % der Landfläche des Gebiets sind Eigentum des Umweltministeriums. Das Gebiet ist wie auf der Karte dargestellt abgegrenzt (Abbildung 4-1).

Das FFH-Gebiet umfasst die äußersten 2,5 km der Røsnæs-Halbinsel sowie 10 km der nach Süden ausgerichteten Küstenhänge der Halbinsel und 1,5 km der Nordküste. Darüber hinaus gehören ein Meeresgebiet mit Riffen in Verlängerung der Halbinsel und der Kalundborg-Fjord zum FFH-Gebiet.

Dieses Natura 2000-Gebiet wurde speziell zum Schutz der bedeutenden Vorkommen der Naturtypen Steilküste, Kalkrasen und nicht zuletzt Kalk-Trockenrasen ausgewiesen. Darüber hinaus soll die Ausweisung insbesondere

das Vorkommen von Unken und Schweinswalen im Kalundborg-Fjord schützen. Darüber hinaus kann das Auftreten von Mineralquellen und Windelschnecken bei Vindekilde und Røsnæs-Riff hervorgehoben werden.

Das Natura 2000-Gebiet liegt in der Gemeinde Kalundborg und im Wassergebietsbezirk Seeland. Das Gebiet liegt auch im atlantischen Bereich der Meeresstrategierichtlinie.

Tabelle 4-3 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord (FFH-Gebiet H195). *: Vorrangige Arten oder Naturtypen, für die der dänische Staat eine besondere Schutzverpflichtung hat (Miljøstyrelsen, 2021d).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 195		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Lagune* (1150)
	Bucht (1160)	Riff (1170)
	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)
	Steilküste/Felsen (1230)	Salzwiese (1330)
	Seeufer mit kleinen Kräutern (3130)	See mit Armeleuchteralgen (3140)
	Nährstoffreicher See (3150)	Trockene, kalkreiche Sandrasen* (6120)
	Kalktrockenrasen* (6210)	Borstgrasrasen* (6230)
	Kalktuffquellen* (7220)	Waldmeister-Buchenwald (9130)
Spezies	Schmale Windelschnecke (1014)	Rotbauchunke (1188)
	Kammolch (1166)	Seehund (1365)
	Schweinswal (1351)	

4.2.2 Natura 2000-Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesbjerg und Bollinge Bakke

Das Natura 2000-Gebiet Sejerø-Bucht, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesbjerg und Bollinge Bakke hat eine Gesamtfläche von 44.750 ha, wovon 39.054 ha Meeresfläche in der Sejerø-Bucht und 1.647 ha Wasseroberfläche im Brackwassersee Saltbæk Vig sind. Das Gebiet wurde als Lebensraum Nr. 135 Sejerø Bugt und Saltbæk Vig und Nr. 244 Bjergene, Diesbjerg und Bollinge Bakke sowie als Vogelschutzgebiete Nr. 94 Sejerø Bugt und Nekselø und Nr. 99 Saltbæk Vig ausgewiesen. Etwa 230 ha sind im Staatseigentum.

Die beiden FFH-Gebiete sind für fünf marine und 32 terrestrische Lebensraumtypen und neun Arten ausgewiesen. Die beiden Vogelschutzgebiete sind für neun Brutvogelarten und zehn Zugvogelarten ausgewiesen (Tabelle 4-4).

Das Gebiet wurde speziell zum Schutz der großen und gut entwickelten kalkreichen Niedermoore rund um Saltbæk Vig ausgewählt, sowie der Küstenlagunen bei Sanddobberne, Saltbæk und Korevlen, der Sandbänke, Buchten und Felsenriffe in der Sejerø-Bucht, der einzigartigen Dünenlandschaft mit unter anderem der Wacholderdüne bei Eskebjerg Vesterlyng, der Klippen und Trockenrasen u. a. bei Nekselø und Ordrup Næs, der felsigen Deiche auf Krageøen und entlang der Sejerø-Bucht sowie der bedeutenden Graslandschaften im Binnenland in Bjergene und Veddinge Bakker. Darüber hinaus wurde das Gebiet speziell zum Schutz der bedeutenden Vorkommen rastender Rothalstaucher und der Meerenten Trauerente, Samtente, Eiderente und Bergente in der Sejerø-Bucht ausgewiesen.

Tabelle 4-4 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 154 Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg und Bollinge Bakke (Miljøstyrelsen, 2021e). *: Vorrangige Art oder Naturtyp, für deren Schutz der dänische Staat eine besondere Verantwortung trägt.

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 135		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Watt (1140)
	Lagune* (1150)	Bucht (1160)
	Riff (1170)	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)
	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)	Steilküste/Felsen (1230)
	Einjährige Salzwiesenvegetation (1310)	Salzwiese (1330)
	Primärdüne (2110)	Weißdüne (2120)
	Grau/Gründüne* (2130)	Entkalkte Düne* (2140)
	Feuchte Dünentäler (2190)	Wacholderdüne* (2250)
	Seeufer mit kleinen Kräutern (3130)	See mit Armelechteralgen (3140)
	Nährstoffreicher See (3150)	Fließgewässer (3260)
	Trockene Heide (4030)	Trockene, kalkreiche Sandrasen* (6120)
	Kalktrockenrasen* (6210)	Borstgrasrasen* (6230)
	Gelegentlich nasse Wiese (6410)	Schwingrasenmoor (7140)
	Torfniederung (7150)	Kalkreiches Niedermoor (7230)
	Bewaldetes Torfmoor* (91D0)	Erlen- und Eschenwald* (91E0)
Spezies	Einfacher Rautenfarn (1419)	Sumpf-Glanzkraut (1903)
	Vierzählige Windelschnecke (1013)	Schmale Windelschnecke (1014)
	Bauchige Windelschnecke (1013)	Finte (1103)
	Rotbauchunke (1188)	Kammolch (1166)
	Otter (1355)	
Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 244		
Naturtypen	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)	Grasbinnendüne (2330)
	Seeufer mit kleinen Kräutern (3130)	See mit Armelechteralgen (3140)
	Eutropher See (3150)	Trockene Heide (4030)
	Kalktrockenrasen* (6210)	Borstgrasrasen* (6230)
	Kalktuffquellen* (7220)	Kalkreiches Niedermoor (7230)
	Hainsimsen-Buchenwald (9110)	Waldmeister-Buchenwald (9130)
	Eichenmischwald (9160)	Stieleichen-Unterholz (9190)
	Erlen- und Eschenwald* (91E0)	
Spezies	Kammolch (1166)	
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 94		
Vögel	Rothalstaucher (T)	Bergente (T)
	Eiderente (T)	Trauerente (T)
	Samtente (T)	Rohrweihe (Y)
	Wachtelkönig (Y)	Säbelschnäbler (TY)
	Zwergseeschwalbe (Y)	Brandseeschwalbe (Y)
	Küstenseeschwalbe (Y)	Neuntöter (Y)
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 99		
Vögel	Rohrdommel (Y)	Singschwan (T)

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 135		
	Graugans (T)	Saatgans (T)
	Krickente (T)	Seeadler (Y)
	Rohrweihe (Y)	Säbelschnäbler (TY)
	Zwergseeschwalbe (Y)	Neuntöter (Y)

4.2.3 Natura 2000-Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken

Das Natura 2000-Gebiet Nr. 157 besteht aus dem FFH-Gebiet H138 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken und dem Vogelschutzgebiet F100 Tissø, Åmose und Hallenslev Mose. Das FFH-Gebiet ist für vier Tierarten, zwei marine Lebensraumtypen und 19 terrestrische Lebensraumtypen ausgewiesen. Das Vogelschutzgebiet wurde für acht Brutvogelarten und sieben Zugvogelarten ausgewiesen, wobei Fischadler in der Ausweisungsgrundlage sowohl als Brut- als auch als Zugvögel ausgewiesen sind (Tabelle 4-5).

Das Natura 2000-Gebiet hat eine Fläche von 3.395 ha, davon sind 31 ha Meeresfläche und 1.296 ha Wasserfläche in größeren Seen. Tissø, der viertgrößte See des Landes, erstreckt sich über 1.200 Hektar.

Dieses Natura 2000-Gebiet wurde speziell zum Schutz rastender Gänse und Schwäne sowie der Brutstätten von u. a. Zwergseeschwalbe, Flusseeeschwalbe, Tüpfelsumpfhuhn, Rohrdommel und Rohrweihe ausgewiesen. Das Gebiet wurde außerdem speziell zum Schutz des Fischotters sowie der Lebensraumtypen Borstgrasrasen und gelegentlich nasser Wiesen ausgewählt, die überwiegend rund um die Mündung des Hallebyåen bei Flasken vorkommen, sowie von Kalktrockenrasen und kalkreichen Niedermooren, die rund um Tissø vorkommen. Schließlich muss das Gebiet insbesondere die Seen, Wasserläufe und den unregulierten Abfluss des Halleby-Flusses in den Großen Belt schützen. Von den interessanten Arten in der Gegend ist auch der Steinbeißer zu erwähnen.

Auf seinem Weg passiert der Nedre Halleby-Fluss u.a. Bjerger Enge und Fællesfolden, um den Großen Belt bei Flasken zu erreichen. Der Bøstrup-Fluss, der u.a. durch Jødelands Mosen, Hallenslev Mose und Rye Mose fließt, ist ein Nebenfluss, der von Süden zum Nedre Halleby-Fluss kommt. Im Norden grenzt das Gebiet an das Natura 2000-Gebiet Nr. 156, Store Åmose, Skarresø und Bregninge Å.

Lille Åmose und Hallenslev Mose bestehen beide hauptsächlich aus unbebauten Flächen, die früher zum Torfabbau genutzt wurden. Große Teile der Flächen bei Bjerger Enge und am unteren Halleby-Fluss sind beweidete Wiesen und Salzwiesen mit Resten abgegrenzter Wasserläufe.

Die weite Mündung des Halleby-Flusses in den Großen Belt ist einer der wenigen natürlichen und unregulierten Flussmündungen auf Seeland. Der Flasken genannte Auslass ist von teilweise feuchten Wiesen und Salzwiesen umgeben (Miljøstyrelsen, 2021f). Das Natura 2000-Gebiet liegt in der Gemeinde Kalundborg und im Wasserplangebiet des Hauptwassereinzugsgebiets Kalundborg.

Tabelle 4-5 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 157 Åmose, Tissø, Halleby Å und Flasken (FFH-Gebiet H138 und Vogelschutzgebiet F100). *: Vorrangige Art oder Naturtyp, für den der dänische Staat eine besondere Schutzverpflichtung hat (Miljøstyrelsen, 2021f).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 138		
Naturtypen	Flussmündung (1130)	Lagune* (1150)
	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)
	Einjährige Salzwiesenvegetation (1310)	Salzwiese (1330)
	Grau/Gründüne* (2130)	Seeufer mit kleinen Kräutern (3130)
	See mit Armleuchteralgen (3140)	Nährstoffreicher See (3150)
	Fließgewässer (3260)	Trockene Heide (4030)
	Trockene, kalkreiche Sandrasen* (6120)	Kalktrockenrasen* (6210)
	Borstgrasrasen* (6230)	Gelegentlich nasse Wiese (6410)
	Kalkreiches Niedermoor (7230)	Waldmeister-Buchenwald (9130)
	Eichenmischwald (9160)	Bewaldetes Torfmoor* (91D0)
	Erlen- und Eschenwald* (91E0)	
Spezies	Schmale Windelschnecke (1014)	Steinbeißer (1149)
	Kammolch (1166)	Otter (1355)
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 100		
Vögel	Rohrdommel (Y)	Pfeifschwan (T)
	Singschwan (T)	Graugans (T)
	Saatgans (T)	Blässgans (T)
	Seeadler (Y)	Gänsesäger (T)
	Fischadler (TY)	Rotmilan (Y)
	Rohrweihe (Y)	Tüpfelsumpfhuhn (Y)
	Säbelschnäbler (Y)	Kampfläufer (Y)
	Zwergseeschwalbe (Y)	Flusseeschwalbe (Y)

4.2.4 Natura 2000-Gebiet Nr. 116 Zentraler Großer Belt und Vresen

Das Natura 2000-Gebiet Nr. 116 besteht aus dem FFH-Gebiet H100 Centrale Storebælt und Vresen sowie den Vogelschutzgebieten F73 Vresen und dem Meer zwischen Fünen und Langeland sowie F98 Sprogø und Halskov-Riff. Das FFH-Gebiet ist für eine Art (Schweinswal), vier marine Lebensraumtypen und drei terrestrische Lebensraumtypen ausgewiesen. Die beiden Vogelschutzgebiete sind für fünf Brutvogelarten und einen Zugvogel ausgewiesen (Tabelle 4-6). Die Gesamtfläche des Natura 2000-Gebiets beträgt etwa 63.000 ha, davon 99 % Meer.

Das Meeresgebiet ist Teil des Großen Belts, das dadurch gekennzeichnet ist, dass es wie in einer großen Flussmündung zu einem Zusammentreffen von Salzwasser aus dem Kattegat und Süßwasser aus der Ostsee kommt. Die relativ wenigen Landflächen bestehen aus Lejsø im Westen Seelands und den Inseln Sprogø und Vresen. Davon gehört nur Vresen zum FFH-Gebiet. Sprogø, Vresen und die vielen angrenzenden Felsriffe bilden eine Fortsetzung des Nord-Süd-Hügelzuges, der durch Langeland und weiter in einem Bogen von Lohals nach Korsør verläuft.

Schweinswale sind im Großen Belt weit verbreitet, besonders häufig im zentralen Großen Belt und um Vresen. (Teilmann, et al., 2008) stellt fest, dass der Große Belt eines der stabilsten und wichtigsten Gebiete, vielleicht sogar das wichtigste überhaupt, für Schweinswale in dänischen Binnengewässern ist.

Das Natura 2000-Gebiet liegt in den Gemeinden Slagelse, Nyborg und Svendborg. Das Gebiet liegt im Wassereinzugsgebiet Jütland und Fünen sowie auf Seeland hinsichtlich der Zielsetzung und Aktionsplanung für den chemischen Zustand. Das Gebiet liegt auch in der Meeres-Ostsee-Region der Meeresstrategie-Richtlinie.

Tabelle 4-6 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 116 Centrale Storebælt und Vresen. *: Vorrangige Art oder Naturtyp, für den der dänische Staat eine besondere Schutzverpflichtung hat (Miljøstyrelsen, 2020b).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 100		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Lagune* (1150)
	Bucht (1160)	Riff (1170)
	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)
	Steilküste/Felsen (1230)	
Spezies	Schweinswal (1351)	
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 73		
Vögel	Eiderente (T)	
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 98		
Vögel	Eiderente (T)	Säbelschnäbler (Y)
	Zwergseeschwalbe (Y)	Brandseeschwalbe (Y)
	Flusseeeschwalbe (Y)	Küstenseeschwalbe (Y)

4.2.5 Natura 2000-Gebiet Nr. 109 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø

Das Natura 2000-Gebiet Nr. 109 besteht aus dem FFH-Gebiet H93 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø und dem Vogelschutzgebiet F77 Romsø und der Südküste von Hindsholm. Das FFH-Gebiet wurde für eine Art (Schweinswal), vier marine Lebensraumtypen, 14 terrestrische Lebensraumtypen und zwei Arten ausgewiesen. Das Vogelschutzgebiet ist für einen Brutvogel ausgewiesen Tabelle 4-7. Die Gesamtfläche des Natura 2000-Gebietes beträgt 4.275 ha, davon sind 4.079 ha Meer.

Romsø nimmt 109 ha der Landfläche ein. Das Meeresgebiet wird stark von Wind, Strömung und Wellen beeinflusst, und sowohl auf Hindsholm als auch auf Romsø ist Küstenerosion offensichtlich. Vor Romsøs Südwestspitze liegt das markante Steinriff „Vestrev“.

Sandbänke (1110) machen 2012 auf einer Karte fast ein Drittel der Meeresfläche aus, und Riffe (1170) machen auf einer Karte fast zwei Drittel der Meeresfläche aus. Es gibt u.a. registrierte Steinriffe östlich von Romsø. Es wurden auch zwei Fälle biogener Riffe südwestlich von Romsø festgestellt, mit einer Größe von 5.600 – 7.000 m². Ein kleinerer Teil der Meeresfläche im FFH-Gebiet besteht aus dem Naturtyp 1160 Buchten, u.a. das Gebiet nordwestlich von Romsø und im Romsø Sund. Auf der Salzwiese an der Westseite von Romsø gibt es eine größere Lagune (1150*), die nicht kartiert wurde.

Der Hauptteil von Romsø, der eine große Vielfalt verschiedener Naturtypen aufweist, besteht aus Moränenablagerungen aus der letzten Eiszeit, und die Küsten der Insel werden von steilen Klippen und Kiesstränden dominiert. Im Südwesten gibt es ein großes Salzwiesengebiet (Maden), und der zentrale Teil der Insel besteht aus verschiedenen Waldlebensräumen, die von großen Kalktrockenrasen und kalkreichen Niedermooren umgeben sind.

Der westliche Teil des Natura 2000-Gebiets besteht aus einem schmalen Stück Land entlang der Küste von Hindholm. Hier findet sich ein Mosaik aus den Naturtypen Salzwiese, kalkreichem Niedermoor, Schneidenmoor und Borstgrasrasen auf höher gelegenen Gelände. Schweinswale sind im Allgemeinen in den Gewässern um Fünen weit verbreitet, besonders häufig z. B. rund um Romsø.

Der auf dem Land liegende Teil des Natura 2000-Gebiets befindet sich in Privatbesitz. Das Natura 2000-Gebiet liegt in der Gemeinde Kerteminde und im Wassereinzugsgebiet Jütland-Fünen. Das Gebiet liegt auch im maritimen Ostseeraum der Meeresstrategie richtlinie.

Tabelle 4-7 Ausweisungsgrundlage für Natura 2000-Gebiet Nr. 109 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø. *: Vorrangige Art oder Naturtyp, für den der dänische Staat eine besondere Schutzverpflichtung hat (Miljøstyrelsen, 2021g).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 93		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Lagune* (1150)
	Bucht (1160)	Riff (1170)
	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)
	Steilküste/Felsen (1230)	Salzwiese (1330)
	See mit Armelechteralgen (3140)	Nährstoffreicher See (3150)
	Kalktrockenrasen* (6210)	Borstgrasrasen* (6230)
	Gelegentlich nasse Wiese (6410)	Schneidenmoor* (7210)
	Kalkreiches Niedermoor (7230)	Waldmeister-Buchenwald (9130)
	Eichenmischwald (9160)	Erlen- und Eschenwald* (91E0)
Spezies	Schmale Windelschnecke (1014)	Schweinswal (1351)
Ausweisungsgrundlage für das Vogelschutzgebiet Nr. 77		
Vögel	Küstenseeschwalbe (Y)	

4.2.6 Natura 2000-Gebiet Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund und Lillestrand

Das Natura 2000-Gebiet Nr. 107 besteht aus dem FFH-Gebiet H91 Fyns Hoved, Lillegrund und Lillestrand, das für zwei Tierarten, fünf Meereslebensraumtypen und 14 Landlebensraumtypen ausgewiesen ist (Tabelle 4-8). Das Natura 2000-Gebiet hat eine Gesamtfläche von 2.196 ha, davon sind 1.962 ha Meeresfläche.

Das Gebiet liegt im nördlichen Teil der Halbinsel Hindsholm und besteht aus den Küstenabschnitten der Gewässer um Fyns Hoved, dem Steinriffgebiet Lillegrund und den beiden geschützten flachen Küstenlagunen Lillestrand und Fællesstrand mit vielen Inseln und Halbinseln.

Das Natura 2000-Gebiet ist speziell zum Schutz der großen und artenreichen Kalktrockenrasen sowie der großen Vorkommen von Küstenlagunen und Strandseen vorgesehen, die mehr als 5 % des Lebensraums innerhalb der kontinentalen biogeografischen Region ausmachen. Im Gebiet gibt es auch größere Salzwiesen und kleinere Gebiete mit Armeleuchteralgen-Seen, die alle einen guten bis hohen Naturwert haben.

Das Meeresgebiet um Fyns Hoved ist starken Windeinflüssen ausgesetzt und die Küstenerosion ist erheblich. Entlang der Küste von Fyns Hoved gibt es große Steinvorkommen im flachen Wasser. Auf dem sandigen Grund sind Seegrasbestände in einer Tiefe von 4 bis 6 m zu erkennen, der Bedeckungsgrad ist jedoch aufgrund der exponierten Beschaffenheit des Gebiets gering. Schweinswale sind in den Gewässern um Fünen besonders häufig verbreitet, z.B. rund um Fyns Hoved.

Das Gebiet liegt in der Gemeinde Kerteminde und im Wassereinzugsgebiet Jütland-Fünen. Das Gebiet liegt auch in der Meeres-Ostsee-Region der Meeresstrategie-Richtlinie.

Tabelle 4-8 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund und Lille-Strand. *: Vorrangige Arten oder Naturtypen, für die der dänische Staat eine besondere Schutzverpflichtung hat (Miljøstyrelsen, 2021h).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 91		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Watt (1140)
	Lagune* (1150)	Bucht (1160)
	Riff (1170)	Strandwall mit einjährigen Pflanzen (1210)
	Strandwall mit mehrjährigen Pflanzen (1220)	Steilküste/Felsen (1230)
	Einjährige Salzwiesenvegetation (1310)	Salzwiese (1330)
	Seeufer mit kleinen Kräutern (3130)	See mit Armeleuchteralgen (3140)
	Nährstoffreicher See (3150)	Trockene Heide (4030)
	Kalktrockenrasen* (6210)	Borstgrasrasen* (6230)
	Gelegentlich nasse Wiese (6410)	Kalktuffquellen* (7220)
	Kalkreiches Niedermoor (7230)	
Spezies	Kammolch (1166)	Schweinswal (1351)

4.2.7 Natura 2000-Gebiet Nr. 196 Ryggen

Ryggen ist ein kleineres Natura 2000-Gebiet und liegt etwa fünf Kilometer östlich von Hindsholm auf Fünen. Ryggen hat eine Fläche von 439 ha und besteht aus dem Habitatgebiet Nr. H172.

Das Natura 2000-Gebiet dient speziell dem Schutz der großen und artenreichen Riffe (Tabelle 4-9). Das Gebiet enthält auch den Meeresnaturtyp Sandbank. Das Natura 2000-Gebiet liegt im Großen Belt, etwa 5 km östlich von Hindsholm auf Fünen und hat Wassertiefen zwischen 5 und 25 m.

Das Natura 2000-Gebiet liegt außerhalb der Gemeindegrenzen, aber im Hinblick auf die Zielsetzung und Aktionsplanung für den chemischen Zustand innerhalb des Wassereinzugsgebiets Jütland und Fünen. Das Gebiet liegt auch in der Meeres-Ostsee-Region der Meeresstrategie-Richtlinie.

Tabelle 4-9 Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet Nr. 196 Ryggen (Miljøstyrelsen, 2021i).

Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet Nr. 196		
Naturtypen	Sandbank (1110)	Riff (1170)

4.3 Die möglichen Auswirkungen des Projekts auf Natura 2000-Gebiete

Im Folgenden werden die möglichen Auswirkungen des Projekts auf die Natura 2000-Gebiete beschrieben. Die Aussage ist danach gegliedert, ob die Auswirkungen durch das Projekt auf See oder an Land entstehen. Auf Grundlage der Prüfung wird festgestellt, wann eine erhebliche Auswirkung auf die Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten nicht auszuschließen ist. Ausschlaggebend für die Abgrenzung ist die Wirkungszone des Projekts und ob diese größer oder kleiner ist als die Entfernung zwischen Natura 2000-Gebieten und dem Projekt. Als Entfernung vom Projekt wird hier das Projektgebiet (und der Anlandungskorridor) auf See und der Untersuchungskorridor an Land definiert.

4.3.1 Auswirkungen des Projekts auf das Meer

Nachfolgend finden Sie eine Darstellung der möglichen Auswirkungen des Projekts auf das Meer und die Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten. Es wird deutlich, ob die Auswirkungen in der Bauphase, Betriebsphase oder Stilllegungsphase des Projekts auftreten.

Flächeninanspruchnahme in Natura 2000-Gebieten

Weder das Projektgebiet noch der Anlandungskorridor auf See liegen innerhalb von Natura 2000-Gebieten. Der Mindestabstand vom Projektgebiet und dem Anlandungskorridor zu einem Natura 2000-Gebiet beträgt 3,6 km Luftlinie (über Land) und 6,3 km über das Meer. Daher wird es in keiner Projektphase zu einem Flächenverlust von Naturtypen oder Lebensräumen für Arten innerhalb von Natura 2000-Gebieten kommen.

Verlust des Nahrungshabitats

Während der Bauphase wird das Projekt zu einem Verlust der benthischen Flora und Fauna in den Bereichen innerhalb des Projektgebiets und des Anlandungskorridors führen, wo Seekabel vergraben sowie Monopiles und Erosionsschutz errichtet werden. Bei der Kabelinstallation ist der Verlust vorübergehend, da benthische Gemeinschaften nach Abschluss der Bauarbeiten wieder einwandern können. Bei Monopiles und Erosionsschutz ist der Verlust jedoch während der gesamten Betriebsphase kontinuierlich. Zum Erosionsschutz können darüber hinaus neue Lebensräume angelegt werden.

Insgesamt werden etwa 50 km Kabel eingepflügt, davon etwa 21 km Anlandungskabel (6,8 km x 3) und etwa 29 km Kabel zwischen den Windenergieanlagen. Für jeden Meter Kabel müssen etwa 1 m² Meeresboden gepflügt oder aufgegraben werden. Das bedeutet, dass insgesamt etwa 50.000 m² Meeresboden durch Aushubarbeiten bei der Kabelverlegung direkt in Mitleidenschaft gezogen werden. Bei den Offshore-Windenergieanlagen werden je nach Wahl - bevorzugtes Projekt, Alternative 1 oder Alternative 2 - zwischen 11.200 m² und 26.400 m² von Monopiles und Erosionsschutz beeinflusst. Das bedeutet, dass während der Bauphase etwa 76.400 m² Meeresboden mit den dazugehörigen benthischen Lebensgemeinschaften von Flora und Fauna betroffen sind.

Wie oben erwähnt, werden die physischen Auswirkungen nicht in Natura 2000-Gebieten auftreten, sondern mindestens 3,6 km (Luftlinie) bzw. 6,3 km (durchs Meer) vom nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet entfernt. Wenn die physischen Auswirkungen zum Verlust von Nahrungshabitaten führen, die von Vögeln,

Meeressäugern oder Fischen Ausweisunggrundlage in Natura 2000-Gebieten genutzt werden, kann dies erhebliche Auswirkungen haben.

Sedimentaustritt

Die Ausbreitung von Sedimenten und suspendierte Sedimente in der Wasserphase können möglicherweise Auswirkungen auf die Meereslebensraumtypen und ihre Pflanzen- und Tiergemeinschaften haben. Die Sedimentausbreitung wird im Abschnitt 8.2 Bodentopographie und Sediment beschrieben und basiert auf dem Hintergrundbericht Hydrographie und Sedimentaustritt (Orbicon & Royal Haskoning, 2017).

Die Modellierung der Sedimentausbreitung ergab, dass die maximale Sedimentation aufgrund der Verlegung interner Kabel zwischen den Windenergieanlagen direkt neben der Kabeltrasse voraussichtlich 20 mm betragen wird, wobei sie mit zunehmender Entfernung vom Kabel abnimmt und in etwa 250 m Entfernung vom Kabel auf die Basislinie absinkt. Die Sedimentation während der Verlegung von 3 Anlandungskabeln wird im ungünstigsten Fall mit 27 mm in einem 40 m breiten Gürtel modelliert.

Das Abfallmaterial kann aus vielen verschiedenen Sedimenttypen bestehen, es wird jedoch geschätzt, dass es überwiegend aus Ton, Schluff und Feinsand besteht. Die im Zusammenhang mit der Kabelverlegung auftretenden Sedimentumlagerungen werden insbesondere durch Welleneinwirkung auf den Meeresboden bei starken und langanhaltenden Winden aus westlichen Richtungen, aber auch durch Bioturbation geglättet. Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass die Auswirkungen auf den Meeresboden (Bodentopographie und Sedimente) im Zusammenhang mit dem Sedimentaustritt gering sind, da die Auswirkungen vorübergehend und lokal sind und in einer Umverteilung des vorhandenen Substrats bestehen.

Wie bereits erwähnt, wird die erwartete größte Sedimentationsänderung während der Kabelverlegung in einem 40 Meter breiten Gürtel entlang der Kabel mit bis zu 27 mm berechnet. Die Sedimentation wird so berechnet, dass sie in einer Entfernung von 250 Metern vom Kabel den Hintergrundpegel erreicht.

Kartierte Meereslebensraumtypen in den umliegenden marinen Natura 2000-Gebieten können eingesehen werden in Abbildung 4-2.

Die Mindestentfernung zu einem marinen Natura 2000-Gebiet (auf dem in diesem Zusammenhang relevanten Seeweg) beträgt 6,3 km. Das bedeutet, dass völlig ausgeschlossen werden kann, dass Sedimentaustritte natürliche Lebensraumtypen und Lebensräume für Arten in Natura 2000-Gebieten beeinträchtigen können.

Mobile Artengruppen wie Vögel, Meeressäugetiere und Fische, die gemäß Ausweisunggrundlage in Natura 2000-Gebieten leben, können möglicherweise während der Bauphase in den von Sedimentaustritt betroffenen Gebieten nach Nahrung suchen. Daher werden die Auswirkungen des Sedimentaustritts auf diese Artengruppen in der Folgenabschätzung behandelt.

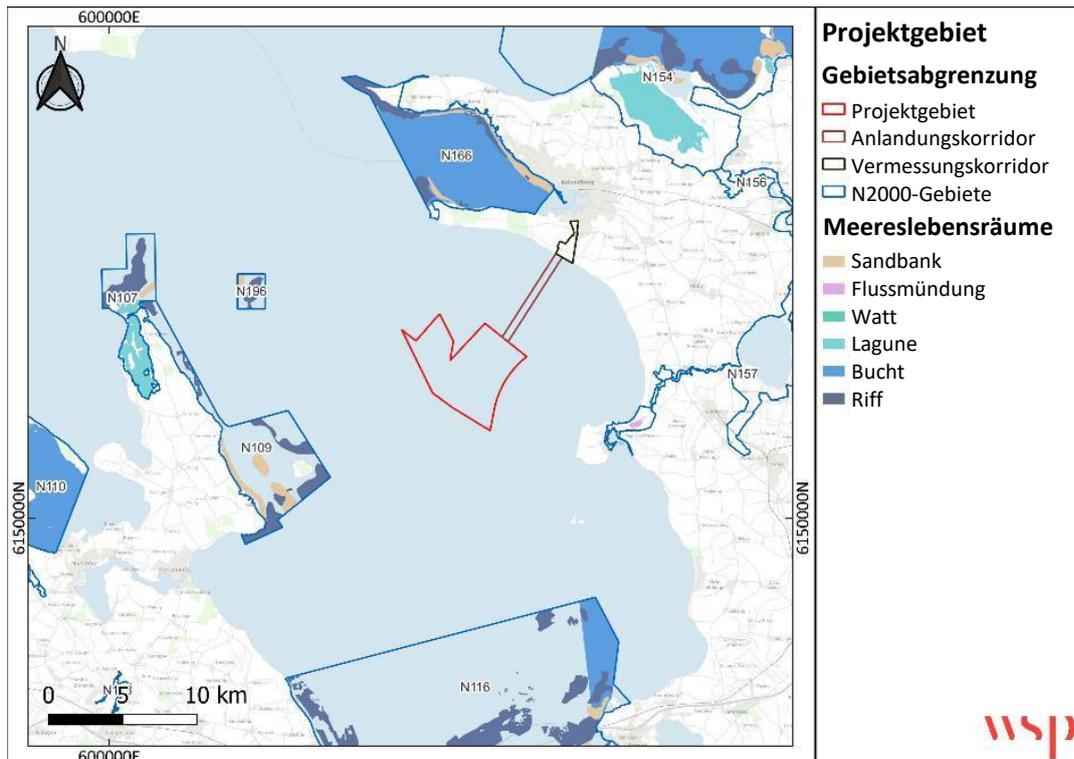


Abbildung 4-2 Kartierte Meeresnaturtypen rund um das Projektgebiet für das Küstennahe Offshore-Windparkprojekt, vgl. die Natura 2000-Grundlagenanalysen 2022-2027 (Miljøstyrelsen, 2022a).

Unterwasserlärm und Störungen durch Bauarbeiten

Lärm durch das Einrammen von Monopiles in der Bauphase sowie Lärm und Störungen durch Schiffe sowohl in der Bau-, Betriebs- als auch Stilllegungsphase können möglicherweise Vögel und Fische stören und bei Meeressäugern sowohl stören als auch Gehörschäden verursachen.

Für Schweinswale wird berechnet (siehe Abschnitt 8.10 zu Meeressäugern), dass Verhaltensänderungen in einer Entfernung von bis zu 4 km von der Stelle, an der Monopiles eingerammt werden, auftreten können. Dies ist die größte Lärmbelastung und die am stärksten gefährdete Art im Hinblick auf Unterwasserlärm. Aufgrund des Mindestabstands von 6,3 km über das Meer zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet wird daher davon ausgegangen, dass erhebliche Auswirkungen von Unterwasserlärm auf Lebensräume innerhalb von Natura 2000-Gebieten ausgeschlossen werden können.

Beim Luftschall beträgt der Mindestabstand vom Projektgebiet, in dem Monopiles eingerammt werden, zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet mehr als 3,6 km auf dem Landweg und 6,3 km auf dem Seeweg (wo die Schallausbreitung ungehinderter erfolgen kann als über Land). Aufgrund der Entfernung wird davon ausgegangen, dass erhebliche Auswirkungen auf Vögel und Robben innerhalb von Natura 2000-Gebieten durch Störungen und Luftschall ausgeschlossen werden können.

Mobile Artengruppen wie Vögel, Meeressäugetiere und Fische, die gemäß Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten leben, können potenziell die von Unterwasserlärm, Luftschall und Störungen betroffenen Gebiete nutzen. Daher werden die Auswirkungen auf diese Artengruppen in der Folgenabschätzung behandelt.

Verdrängung während des Betriebs des Offshore-Windparks

Das Vorhandensein von Offshore-Windenergieanlagen in Betrieb kann dazu führen, dass Seevögel, die auf See rasten und nach Nahrung suchen, ihre Suche von den Windenergieanlagen abwenden (Verdrängung). Verdrängungseffekte entstehen, wenn rastende Wasservögel den Aufenthalt im Bereich eines Offshore-Windparks und in einer Zone von bis zu vier Kilometern um ihn herum ganz oder teilweise meiden (siehe Abschnitt 8.8 zu Vögeln). Die Verdrängung in der Betriebsphase wird teilweise auf die Anwesenheit der Windenergieanlagen zurückzuführen sein, teilweise auf den damit verbundenen Verkehr mit Serviceschiffen.

Das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet liegt 6,3 km entfernt (auf dem Seeweg, was als relevante Entfernung im Verhältnis zur Verdrängung rastender Vögel gilt). Eine Verdrängung von Vögeln, die sich innerhalb von Natura 2000-Gebieten aufhalten, kann daher ausgeschlossen werden.

In der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten genannte Vögel können außerhalb von Natura 2000-Gebieten rasten. Hier kann es ihnen verwehrt werden, ansonsten potenziell attraktive Ruhe- und Nahrungsgebiete zu nutzen. In die Folgenabschätzung werden daher auch Vögel einbezogen, da sich möglicherweise Individuen aus Natura 2000-Gebieten im oder in der Nähe des Projektgebiets aufhalten können.

Kollisionsgefahr

Kollisionen mit Windenergieanlagen während der Betriebsphase können potenziell zu Verletzungen oder zum Tod von Vögeln und Fledermäusen führen, die über den nördlichen Großen Belt ziehen oder im Zusammenhang mit Nahrungssuche oder Rasten kürzere Flüge unternehmen. Innerhalb von Natura 2000-Gebieten besteht keine Kollisionsgefahr, da die Windenergieanlagen mindestens 3,6 km (Luftlinie) vom nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet entfernt sein werden. Sowohl Vögel als auch Fledermäuse sind sehr mobil und Individuen aus Natura 2000-Gebieten können daher möglicherweise das Projektgebiet durchqueren. In die Folgenabschätzung wird daher auch die Bedeutung von Kollisionen für Vögel und Fledermäuse einbezogen.

Barrierewirkung

Das Vorhandensein des Offshore-Windparks während der Betriebsphase kann potenziell eine Barriere für Zugvögel darstellen, die daher zum Umfliegen Energie aufwenden müssen. Das Ausmaß der Auswirkungen hängt von der Vogelart und ihrem Verhalten in der Nähe der Windenergieanlagen ab. Die Barrierewirkung wird sich physisch nicht auf Natura 2000-Gebiete auswirken, da die Windenergieanlagen mindestens 3,6 km (Luftlinie) vom nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet entfernt sein werden. Da sich die Barrierewirkung nur schwer auf konkrete Natura 2000-Gebiete beschränken lässt, werden die Auswirkungen für Zugvögel allgemein bewertet.

Ausfluss von Bohrschlamm

Es gibt zwei alternative Methoden, um das Seekabel an Land zu bringen. Alternative A ist eine kontrollierte Unterbohrung und Alternative B ist die Verlegung durch Aushub.

Wenn die Anlandung als kontrollierte Unterbohrung durchgeführt wird, fließt der Bohrschlamm am Endpunkt der Unterbohrung auf dem Meeresboden ins Meer (ggf. auch näher am Land, wenn es zu einem Blowout

kommt, also einem unbeabsichtigten Austritt von Bohrschlamm im Zusammenhang mit der Unterbohrung). Der Bohrschlamm besteht neben dem Bohrgut aus Wasser, Bentonit und Zusatzstoffen. Bentonit ist ein helles und weiches Tongestein mit sehr kleiner Partikelgröße. Die Partikel sind so klein, dass sie sich in den Kiemen der Fische festsetzen und die Sauerstoffaufnahme verhindern können, Fischbrut ist besonders gefährdet (siehe Abschnitt 8.7 zu Fischen). Sie können dadurch zu einer verminderten Fitness mit geringeren Wachstumsraten und größerer Anfälligkeit für Raubtiere führen oder sogar Ersticken verursachen.

Der Austritt von Bohrschlamm (oder das Eingraben der Kabel wie in Alternative B) führt im Vergleich zur Modellierung nicht zu einer Erhöhung der Sedimentausbreitung (siehe Abschnitt 8.2 Bodentopographie und Sediment). Es wird geschätzt, dass die Sedimentausbreitung in einer Entfernung von 250 Metern von der Kabelinstallation das Hintergrundniveau erreicht hat. Da das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet mindestens 6,3 km vom Projektgebiet und Anlandungskorridor entfernt ist (gemessen durch das Meer, das als relevante Entfernung bewertet wird), kann eine Auswirkung auf Fische innerhalb von Natura 2000-Gebieten verneint werden. Bentonit im Bohrschlamm kann grundsätzlich Auswirkungen auf Fische der Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten haben, wenn sie sich im Austrittsgebiet des Bohrschlammes aufhalten. Daher wird der Austritt von Bohrschlamm in die Meeresumwelt in Bezug auf Fische in die Bewertung einbezogen.

Zusammenfassung – mögliche Auswirkungen auf das Meer

Die möglichen Auswirkungen des Projekts auf das Meer in Natura 2000-Gebieten sind in Tabelle 4-10 zusammengefasst, wo dargelegt wird, welche Arten und Naturtypen potenziell betroffen sein können und welche daher in der Folgenabschätzung behandelt werden.

Daraus wird geschlossen, dass mobile Arten nur dann betroffen sein können, wenn sie sich außerhalb von Natura 2000-Gebieten bewegen. Denn eine Auswirkung innerhalb von Natura 2000-Gebieten gilt aufgrund der oben genannten Prüfung als ausgeschlossen, basierend auf der Entfernung zwischen Natura 2000-Gebieten und dem Projekt (mindestens 6,3 km durch Wasser und 3,6 km Luftlinie) sowie den Wirkungszonen des Projekts (für Unterwasserlärm 4 km, für Sedimentausbreitung 250 Meter und für die Verdrängung von Rastvögeln 4 km).

Tabelle 4-10. Überblick über die möglichen Auswirkungen des Projekts auf die Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten auf See, sowie eine Einschätzung, ob die Auswirkungen in die Folgenabschätzung einbezogen werden sollten.

Auswirkung	Rezeptor	Direkte Auswirkung	Indirekte Auswirkung
Flächeninanspruchnahme in Natura 2000-Gebieten (Bau und Betrieb)	Lebensraumnatur und Lebensräume	Nein	Nein
Verlust des Nahrungshabitats (Bau und Betrieb)	Vögel, Meeressäugetiere, Fische	Nein	Ja
Sedimentaustritt (Bauphase)	Lebensraum Natur	Nein	Nein
Sedimentaustritt (Bauphase)	Vögel, Meeressäugetiere, Fische	Nein	Ja
Lärm und Störungen (Bau und Betrieb)	Vögel, Meeressäugetiere, Fische	Nein	Ja
Verdrängung (Betrieb)	Vögel	Nein	Ja
Kollisionsrisiko (Betrieb)	Vögel und Fledermäuse	Nein	Ja

Barrierewirkung (Betrieb)	Vögel	Nein	Ja
Ausfluss von Bohrschlamm (Bau)	Fische	Nein	Ja

4.3.2 Auswirkungen des Projekts an Land

Nachfolgend finden Sie eine Darstellung der möglichen Auswirkungen auf die Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten aufgrund der Bauphase, der Betriebsphase und der Stilllegungsphase des Projekts an Land.

Verlust oder Verschlechterung der Lebensraumnatur

Baumaßnahmen im Zusammenhang mit der Errichtung eines Umspannwerks und das Verlegen von Kabeln können potenziell zu einem Verlust oder einer Verschlechterung der Lebensraumnatur führen. Entweder nur vorübergehend im Zusammenhang mit der Bauphase, oder auch während der Betriebsphase. Der Verlust kann direkt bei Aushubarbeiten entstehen oder indirekt durch vorübergehende Grundwasserabsenkungen während der Bauphase, oder durch Austritt von z.B. Öl oder Treibstoff, die der Lebensraumnatur z. B. über ein Fließgewässer zugeführt wird.

Das Abpumpen von Wasser aus Arbeitsbereichen erreicht laut Berechnung seine maximale Wirkung in einer Entfernung von 77 Metern (siehe Abschnitt 9.5 Grundwasser). Da sich innerhalb des Untersuchungskorridors keine Fließgewässer befinden, besteht keine Gefahr, dass Öl oder Kraftstoff in Fließgewässer gelangt. Bei einer Mindestentfernung von 2,5 km von der Grenze des Untersuchungskorridors an Land bis zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet kann es in keiner Phase des Projekts zu einem Verlust oder einer Verschlechterung der Lebensraumnatur kommen.

Störung durch Bauarbeiten

Licht- und Lärmeinwirkungen durch Bauarbeiten sowie die Bewegung von Menschen im Gelände können Vögel und Fledermäuse potenziell stören. Die Störung ist lokal, kann aber erheblich sein, wenn sie die Tiere daran hindert, ihre Brut- und Ruheplätze zu nutzen. Bei einer Entfernung von mindestens 2,5 km vom Untersuchungskorridor an Land zum nächstgelegenen FFH-Gebiet und mehr als 10 km zum nächstgelegenen Vogelschutzgebiet können Auswirkungen jedoch ausgeschlossen werden. Was die Vögel betrifft, so liegt die Entfernung deutlich über den empfohlenen störungsfreien Zonen in Kriterien für einen günstigen Erhaltungszustand für Brutvögel in z. B. (Søgaard, et al., 2005). Daher wird davon ausgegangen, dass Arten in der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten durch die Bauarbeiten an Land nicht gestört werden.

In der Betriebsphase, wenn der Kabelgraben abgedeckt ist und die Transformation in Betrieb ist, kommt es zu Geräuschen von den Komponenten im Umspannwerk. Das Umspannwerk liegt in einem Gewerbegebiet und mehr als 2,5 km vom nächsten Natura 2000-Gebiet entfernt. Es wird daher nicht davon ausgegangen, dass der Lärm Naturwerte oder Arten in der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten beeinträchtigen kann. Der Untersuchungskorridor an Land enthält keine Lebensräume, die es wahrscheinlich machen, dass Arten aus den umliegenden Natura 2000-Gebieten die Landflächen aktiv aufsuchen würden, um z. B. um hier zu schlafen oder Futter zu suchen. Dies liegt daran, dass das Gebiet hauptsächlich aus bewirtschafteten Feldern besteht, mit einem schmalen Streifen § 3 Natur entlang der Küste, der von geringem Naturwert ist, und drei Wasserlöchern. Es wird davon ausgegangen, dass das Kabel während der Betriebsphase keine Auswirkungen auf die Umwelt haben kann. Unter anderem wird kein Sand um das Kabel herum in den Boden eingebracht, wo

sich Wasser leichter bewegen könnte als im umgebenden Lehmboden. Vielmehr wird derselbe Boden, der ausgehoben wurde, wieder zurückgelegt.

Blowout von Bohrschlamm beim kontrollierten Unterbohren

Es werden 6 kontrollierte Unterbohrungen an Land durchgeführt (7, wenn Alternative A mit Unterbohrung an der Küste gewählt wird), wobei die Gefahr eines unbeabsichtigten Austretens des verbrauchten Bohrschlammes in die Umgebung besteht. Im Untersuchungskorridor gibt es keine Natura 2000-Gebiete, und da keine Fließgewässer unterbohrt werden, auch keine Fließgewässer die zu Natura 2000-Gebieten führen, und da das nächste Natura 2000-Gebiet mindestens 2,5 km entfernt ist, wird eine sich daraus ergebende Auswirkung ausgeschlossen. Der Ausfluss von Bohrschlamm ins Meer durch Unterbohrungen an der Küste wird unter den Meeresabschnitten behandelt.

Zusammenfassung möglicher Auswirkungen auf Land

Die potenziellen Auswirkungen von Natura 2000-Gebieten auf Land sind in Tabelle 4-11 zusammengefasst, und es wird angegeben, welche Rezeptoren möglicherweise betroffen sein können. Daraus ergibt sich, dass Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete durch das Projekt an Land verneint werden können.

Die Auswirkungen des Projekts auf Natura 2000-Gebiete an Land werden daher in der Folgenabschätzung nicht berücksichtigt.

Tabelle 4-11. Überblick über mögliche Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete durch den Landteil des Projekts sowie eine Einschätzung, ob die Auswirkungen in die Folgenabschätzung einbezogen werden sollten.

Auswirkung	Rezeptor	Direkte Auswirkung	Indirekte Auswirkung
Verlust oder Verschlechterung der Lebensraumnatur	Lebensraumnatur und Arten	Nein	Nein
Störung durch Bauarbeiten	Lebensraumarten, Vögel	Nein	Nein
Austreten von Bohrschlamm	Lebensraumnatur und Arten	Nein	Nein

4.4 Folgenabschätzung für Natura 2000

In diesem Abschnitt werden die Folgen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht für die Ausweisunggrundlage in Natura 2000-Gebieten bewertet. Dies gilt sowohl für die Bauphase, die Betriebsphase als auch die Stilllegungsphase. Ausgangspunkt sind die in anderen Kapiteln des Umweltverträglichkeitsberichts beschriebenen Auswirkungen, auf die gegebenenfalls verwiesen wird.

Wie im obigen Abschnitt 4.3 angegeben, können Auswirkungen auf Natura 2000-Gebiete verneint werden, daher werden nur Auswirkungen auf mobile Arten beschrieben, die sich außerhalb der beschriebenen Grenzen von Natura 2000-Gebieten bewegen.

Für Vögel sind die relevanten Auswirkungen:

- Verlust des Nahrungshabitats in allen Phasen
- Sedimentaustritt in der Bau- und Stilllegungsphase
- Störung in allen Phasen
- Funktioneller Lebensraumverlust während der Betriebsphase durch Verdrängung
- Kollisionsrisiko während der Betriebsphase
- Barrierewirkung in der Betriebsphase

Für Meeressäuger sind die relevanten Auswirkungen:

- Verlust des Nahrungshabitats in allen Phasen
- Sedimentaustritt in der Bau- und Stilllegungsphase
- Lärm und Störungen in allen Phasen

Für Fledermäuse sind die relevanten Auswirkungen:

- Kollisionsrisiko während der Betriebsphase

Für Fische sind die relevanten Auswirkungen:

- Verlust des Nahrungshabitats in allen Phasen
- Sedimentaustritt in der Bau- und Stilllegungsphase
- Unterwasserlärm und Störungen in allen Phasen
- Ausfluss von Bohrschlamm während der Bauphase

4.4.1 Datengrundlage

Die Datengrundlage für die Bewertung der Auswirkungen des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht auf Natura 2000-Interessen sind in erster Linie Felduntersuchungen, die Registrierungen des Meeresbodens mit seiner Meeresflora und -fauna, Vögeln, Meeressäugern und Fledermäusen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 umfassen. Darüber hinaus wurden für das Projekt Untersuchungen und Berechnungen zur Sedimentausbreitung bei der Verlegung des Seekabels und zur Lärmausbreitung beim Einrammen von Monopiles im Zusammenhang mit den Bauarbeiten und Lärm von den Windenergieanlagen während der Betriebsphase durchgeführt.

Darüber hinaus wurden Daten aus behördlichen Kartierungen sowie öffentlich verfügbare Daten zur Verbreitung von Arten und Erkenntnisse über deren Auswirkungen auf die Umwelt herangezogen.

Vorgehensweise und Ergebnisse der konkreten Felduntersuchungen und Berechnungen werden in den jeweiligen Themenabschnitten im Kapitel 8 „Umwelt im Meer“ dieses Umweltverträglichkeitsberichts beschrieben, wobei auch auf die technischen Hintergrundberichte verwiesen wird, in denen Methoden usw. für die einzelnen Untersuchungen beschrieben werden. Die relevanten Kapitel sind:

- 8.2 Bodentopographie und Sediment, wo die Sedimentausbreitung durch die Bauarbeiten beschrieben wird.
- 8.6 Meeresflora und -fauna
- 8.8 Vögel
- 8.9 Fledermäuse

- 8.10 Meeressäugetiere

Darüber hinaus finden Sie in Kapitel 4 Projektbeschreibung eine detaillierte Beschreibung des Projekts auf See.

4.4.2 Vögel

4.4.2.1 Bauphase

Mögliche Auswirkungen auf Vögel während der Bauphase sind Störungen und eine mögliche Verdrängung rastender Vögel infolge der Bauarbeiten sowie eine vorübergehende Beeinträchtigung der Futtermöglichkeiten und Nahrungsquellen einiger Arten aufgrund direkter Einwirkungen oder der Ausbreitung von Sedimenten aus dem Projektbereich.

Im Abschnitt Umweltverträglichkeitsprüfung zur Meeresflora und -fauna (8.6) wird beschrieben, dass die Vorkommen von Muschelbänken im Projektgebiet und im Anlandungskorridor so klein und fragmentiert sind, dass sie keine wichtige Nahrungsquelle für Tauchenten darstellen. Im Abschnitt Umweltverträglichkeitsprüfung zu Sedimenten (8.2) und im Abschnitt 4.3.1 wird beschrieben, dass die Sedimentausbreitung sehr begrenzt ist und die Nahrungsmöglichkeiten in den Natura 2000-Gebieten nicht beeinträchtigen kann. Im Abschnitt Umweltverträglichkeitsprüfung Vögel (8.8) wird beschrieben, dass die Entfernung zu umliegenden und weiter entfernten Vogelschutzgebieten so groß ist, dass Vögel in diesen Gebieten nicht beeinträchtigt werden können. Die möglichen Auswirkungen gelten nur für Arten, die im Meer rasten oder Futter suchen und deren Vorkommen und/oder potenzielle Lebensräume im und um das Projektgebiet bekannt sind.

Zugvögel in der Ausweisungsgrundlage der beschriebenen Gebiete, darunter Pfeifschwäne, Singschwäne, Graugänse, Saatgänse, Blässgänse, Krickenten, Gänsesäger, Säbelschnäbler und Fischadler, sind nicht betroffen, da sie hauptsächlich an Land oder in Seen und Feuchtgebieten an Land fernab des Projektgebiets rasten und Nahrung suchen. Es gibt auch keine bekannten oder potenziellen Lebensräume für diese Arten im oder in der Nähe des Projektgebiets, und keine von ihnen ist in nennenswerter Zahl in den Luftaufnahmen erfasst.

Die laut den Flugzählungen 2014-2015 und 2020-2022 rastenden und im Abschnitt 8.8 „Vögel“ vorgestellten Vögel dokumentieren, dass das Gebiet von Lappentauchern, Seetauchern, Meerenten und Alkenvögeln genutzt wird, und auch einige Seeschwalben wurden registriert.

In einem Zählgebiet im nördlichen Großen Belt, das die Jammerland-Bucht und damit das Projektgebiet umfasst, wurden 27 Luftzählungen von Rastvögeln durchgeführt. Die Luftzählungen zeigen, dass es im Zählgebiet in manchen Monaten international bedeutsame Vorkommen von Eiderenten und Trauerenten gibt, d. h. mindestens 1 % der biogeografischen Population der beiden Arten. Unter der konservativen Annahme, dass es sich bei allen Lappentauchern um Rothalstaucher handelt, lag die Anzahl der Lappentaucher im März 2015 bei einer einzigen Zählung nahe am 1-Prozent-Kriterium, bei den anderen 26 Zählungen jedoch nicht. Für keine der anderen registrierten Arten gibt es eine international bedeutsame Anzahl. Die Jammerland-Bucht, in der sich das Projektgebiet befindet, ist Teil des Zählgebiets (das auch den nördlichen Großen Belt umfasst), die Jammerland-Bucht selbst wird jedoch nicht als Gebiet von internationaler Bedeutung für Trauerenten oder andere Arten rastender Wasservögel identifiziert (Petersen, Nielsen, & Clausen, 2016).

Bei den Zugvögeln in der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet wurden in einer Zählung 13 Singschwäne beobachtet, in 11 Zählungen 2-184 Graugänse und in

fünf Zählungen 1-4 Individuen des Gänsesäger. Bei den Brutvögeln, die laut Ausweisunggrundlage von Natura 2000-Gebieten an Land leben, wurden bei den Luftzählungen 1-3 Brandseeschwalben und 1-2 nicht identifizierte Seeschwalben beobachtet.

Mit Ausnahme von Eiderenten und Trauerenten wurden bei den 27 durchgeführten Luftzählungen im Zählgebiet Nördlicher Großer Belt keine Beobachtungen gemacht, die darauf hindeuten, dass das Zählgebiet für Vogelarten in der Ausweisunggrundlage als Vogelschutzgebiet von Bedeutung wäre.

Störungen

Durch Bauarbeiten auf See kann es vorkommen, dass Seevögel aufgrund der Anwesenheit von Bauschiffen oder anderer störender Einwirkungen zeitweise daran gehindert werden, ansonsten geeignete Lebensräume zu nutzen. (Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011) untersuchte die Reaktion von Meerenten auf Schiffe, die sich mit einer Geschwindigkeit von 9–10 Knoten näherten, und fand eine mittlere Fluchtentfernung für Eiderenten von etwa 200 m, während einzelne Vögel in einer Entfernung von bis zu etwa 1 km reagierten. Bei Trauerenten betrug die mittlere Fluchtdistanz etwa 800 m, aber auch in einer Entfernung von bis zu 3,2 km sah man Vögel auffliegen.

Die Fluchtentfernung war somit relativ variabel und hing unter anderem von der Schwarmgröße ab, wobei große Schwärme in größeren Entfernungen aufflogen als kleine Schwärme. (Scheidat, et al., 2011; Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011) fanden auch erhebliche Artenunterschiede in der Zeit, die die Vögel brauchten, um in das Gebiet zurückzukehren. Bei den Eiderenten waren die Dichten vor der Störung nach 1–2 Stunden vollständig wiederhergestellt.

Vor diesem Hintergrund wird es als wahrscheinlich angesehen, dass lokal rastende Meerenten aufgrund des Schiffsverkehrs für eine gewisse Zeit alternative Rastplätze aufsuchen müssen. Angesichts der Tatsache, dass es in den Gewässern rund um das Projektgebiet ausgedehnte alternative Rastplätze gibt, und da die Auswirkungen vorübergehend und lokal sind und das gesamte Projektgebiet nicht gleichzeitig befahren wird, ist die tatsächliche Bedeutung für Meerenten, die in Vogelschutzgebieten ausgewiesen sind, gering (das nächstgelegene Meeresgebiet ist F77, das Teil von N109 ist, Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø)liegt mindestens neun Kilometer entfernt, ist äußerst begrenzt und kann keine Schäden verursachen.

Bei den beschriebenen Fluchtentfernungen von bis zu 3,2 km können Auswirkungen von Bauarbeiten auf Vögel in Vogelschutzgebieten, die mindestens etwa neun km entfernt sind, verneint werden.

Verlust des Nahrungshabitats, Veränderungen der Nahrungsgrundlage und Sedimentaustritt

Während der Bauphase wird der Meeresboden nach und nach für Fundamente von Windenergieanlagen und Erosionsschutz genutzt (bis zu etwa 26.000 m², weniger bei Auswahl des bevorzugten Projekts oder Alternative 1, siehe Abschnitt 4 Projektbeschreibung). Außerdem kommt es durch die Anwesenheit von Hubschiffen und Ankern sowie durch das Einpflegen/Eingraben von etwa 50 km Seekabeln zu vorübergehenden Auswirkungen auf den Meeresboden. (betroffen sind etwa 50.000 m², da der Kabelgraben 1 m breit ist).

Die direkt betroffene Fläche wird als unbedeutend eingeschätzt, da sie weniger als 0,1 km² beträgt, was weniger als 0,1 % der Projektfläche entspricht.

Vor diesem Hintergrund wird davon ausgegangen, dass die Folgen von Habitatveränderungen und daraus resultierenden Veränderungen der Nahrungsquellen während der Bauphase auf rastende und futtersuchende Vögel der Ausweisungsbasis in Vogelschutzgebieten keine negativen Auswirkungen hat. Diese Einschätzung gilt für alle drei Alternativen. Die Auswirkungen werden beim bevorzugten Projekt und bei Alternative 1 etwas geringer sein, da der Platzbedarf für Fundamente und Erosionsschutz bei diesen Alternativen etwas kleiner ist als bei Alternative 2.

Durch die Bauarbeiten kann es zeitweise zu erhöhten Konzentrationen von Schwebstoffen im Wasser kommen, was die Nahrungsaufnahmebedingungen für eine Reihe von Arten beeinträchtigen kann.

Fischfressende Vögel wie Seetaucher und Alkenvögel, die ihre Beute mithilfe des Sehvermögens lokalisieren, könnten möglicherweise betroffen sein. Da jedoch sowohl Seetaucher als auch Alkenvögel in Gezeitengebieten mit relativ hoher Trübung häufig vorkommen, wird geschätzt, dass die vorübergehenden Auswirkungen der Baumaßnahmen auf die Nahrungssuche für diese Arten von untergeordneter Bedeutung sind.

Der Anstieg wird auch sehr lokal sein (im Umkreis von 250 Metern um die Aktivität) und nach Abschluss der Arbeiten schnell abnehmen. Es wird davon ausgegangen, dass die anschließende Sedimentation nicht in einer Größenordnung liegt (bis zu einem Maximum von 27 mm direkt neben Anlandungskabeln), die die Nahrungsgrundlage benthischer Vögel beeinträchtigen könnte, und sie wird so lokal sein, dass sie für Vogelschutzgebiete keine Bedeutung hat (das nächste ist etwa neun km entfernt).

Da die Entfernung vom Projektgebiet zu Vogelschutzgebieten mit Alkenvögeln oder Seetauchern gemäß Ausweisungsbasis mindestens 100 km beträgt und da sich weder Seetaucher noch Alkenvögel in nennenswerter Zahl im Projektgebiet aufhalten, können Schäden in Natura 2000-Gebieten an diesen ausgewiesenen Artengruppen verneint werden.

Materialumwälzungen und erhöhte Sedimente können zeitweise die Nahrungsaufnahmemöglichkeiten für Meerenten im Projektgebiet beeinträchtigen, und genau diese Arten (Eiderente und Trauerente) können im Zählgebiet in erheblicher Zahl vorkommen. Es wird jedoch nicht davon ausgegangen, dass die anschließende Sedimentation in einer Größenordnung liegt, die die Nahrungsquelle für Vögel, die sich von Bodenorganismen ernähren, beeinträchtigen kann, und sie wird so lokal in der Nähe von Seekabeln und Fundamenten von Windenergieanlagen auftreten, dass sie für Vogelschutzgebiete keine Auswirkungen hat, die mindestens neun Kilometer entfernt liegen. Darüber hinaus verfügt das Projektgebiet nur über bescheidene Nahrungsressourcen in Form kleiner und fragmentierter Muschelbänke in geringen Wassertiefen (siehe Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna und 8.8 Vögel).

Da die Entfernung zu einem Vogelschutzgebiet mit Seetauchern gemäß Ausweisungsbasis mindestens neun Kilometer beträgt, können Auswirkungen in diesen Gebieten nicht auftreten.

Schlamm- und Sedimente im Zusammenhang mit den Bauarbeiten können aufgrund der verringerten Sichttiefe in der Wassersäule möglicherweise die Nahrungssuche von Seeschwalben aus Brutgebieten an Land beeinträchtigen. Küstenseeschwalben, Flusseeeschwalben und Zwergseeeschwalben suchen vorwiegend in Küstennähe nach Nahrung und werden daher von der Verlegung des Kabels im Anlandungskorridor besonders betroffen sein, während Seeschwalben auch weiter draußen auf dem Meer nach Nahrung suchen und daher auch im Projektbereich nach Nahrung suchen können.

Die Flugzählungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 haben gezeigt, dass nur sehr wenige Seeschwalben im Zählgebiet vorkommen, und da die Sedimentaustbreitung eine begrenzte Ausbreitung von 250 Metern vom Kabel entfernt hat und von kurzer Dauer ist, können erhebliche Auswirkungen auf die Nahrungssuche von Seeschwalben verneint werden.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Auswirkungen auf Rastvögel und nahrungssuchende Vögel während der Bauphase durch den Verlust von Nahrungshabitaten, Veränderungen der Nahrungsquellen und Sedimentaustritt keine Schädigung von Vögeln der Ausweisungsgrundlage in Vogelschutzgebieten bewirken. Diese Einschätzung gilt für alle drei Alternativen.

4.4.2.2 Betriebsphase

In der Betriebsphase sind Verdrängung, Kollision und Barrierewirkung die Auswirkungen, die potenziell Vogelarten der Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten schädigen können, während aufgrund der „Einwirkungszone“ des Projekts und der Entfernung zu Natura 2000-Gebieten Auswirkungen wie Lebensraumveränderungen und physische Flächenbeschlagnahme in den Natura 2000-Gebieten selbst außer Acht gelassen werden können.

Verdrängung

Die Anzahl der durch die drei Alternativen verdrängten Vögel wird im Abschnitt 8.8 Vögel auf Basis der Artendichten im Gebiet der Windenergieanlagen und artspezifischer Pufferzonen von bis zu 4 km berechnet. Da die Entfernung zum nächstgelegenen Vogelschutzgebiet mindestens neun Kilometer beträgt, kann es durch die Windenergieanlagen nicht zu Verdrängungen in umliegende Vogelschutzgebiete kommen.

Die 27 Flugzählungen rastender Vögel im Zählgebiet (siehe Abschnitt 8.8. Vögel) zeigt, dass Eiderente und Trauerente die einzigen ausgewiesenen Arten (Zugvögel) sind, die durch die Anwesenheit der Windenergieanlagen von einem Verdrängungseffekt betroffen sein können und im Zählgebiet in nennenswerter Zahl vorkommen. Die anderen ausgewiesenen Arten sind seltener, kommen zufällig vor und/oder sind ziemlich eng mit Landgebieten, Feuchtgebieten oder Seen verbunden, die so weit vom Projektgebiet entfernt sind, dass es keine Auswirkungen auf den Erhaltungszustand dieser Arten oder Schäden in Natura 2000-Gebieten gibt, in denen sie in der Ausweisungsgrundlage enthalten sind.

Der Rothalstaucher weist im Zählgebiet ein stark schwankendes Vorkommen auf, mit einer geschätzten Zahl von bis zu knapp 500 Vögeln im März 2015 und 300 Vögeln im November 2014, in den anderen 25 Zählungen jedoch deutlich weniger Vögel und lediglich 0-2 beobachtete Vögel in den 22 Zählungen im Zeitraum 2020-2022.

Es wird berechnet, dass in dem Jahr und Monat (März 2015), in dem die meisten Lappentaucher im Zählgebiet präsent waren, im schlimmsten Fall 216 Lappentaucher aus dem Gebiet um den Windpark verdrängt würden. Dies liegt deutlich unter dem 1 %-Kriterium (500 für Lappentaucher). Bei einer konservativen Annahme werden 1-10 % der verdrängten Vögel sterben, d. h. 2-17 Lappentaucher pro Jahr. Vergleicht man diese Sterblichkeit mit PBR, einem Maß für die zusätzliche Mortalität, die sowohl die biogeografische als auch die lokale Population voraussichtlich tolerieren kann, beträgt sie weniger als 10 % der PBR für den lokalen Bestand (siehe Tabellen im Abschnitt 8,8 Vögel). Es wird davon ausgegangen, dass eine selten auftretende Auswirkung

dieser Größenordnung keinen Schaden für F94 bewirkt, wo die Art in der Ausweisungsgrundlage enthalten ist, oder für auch nicht für entfernte Vogelschutzgebiete.

Die Flugzählungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 zeigen, dass die Eiderente ihre Hauptverbreitung westlich und südwestlich von Asnæs hat, während das Vorkommen der Trauerente stärker mit den Jahreszeiten und den einzelnen Zählungen zu variieren scheint. Im Zeitraum 2014-2015 überschneidet sich die Verbreitung der Trauerente mit der Verbreitung der Eiderente, d. h. mit den größten Vorkommen in Asnæs. Im Zeitraum 2020–2022 sind die Vorkommen der Trauerente gleichmäßiger im gesamten Zählgebiet verteilt. In einzelnen Zählungen, unter anderem im März 2021, wurden im Projektgebiet des Offshore-Windparks erhebliche Vorkommen der Trauerente beobachtet. Im Dezember 2020, als sich schätzungsweise fast 25.000 Trauerenten im Zählgebiet aufhielten, wurde die Mehrheit der Vögel außerhalb des Projektgebiets beobachtet, wobei die größte Dichte rund um Asnæs zu verzeichnen war.

Die Anzahl der durch die Windenergieanlagen verdrängten Eiderenten und Trauerenten wird auf Basis einer artspezifischen Pufferzone berechnet, die für beide Arten 4 km beträgt (SNCB, 2022). Da die Pufferzonen rund um den gesamten Offshore-Windpark angelegt sind, wird konservativ davon ausgegangen, dass es zwischen den Windenergieanlagen keinen Freiraum gibt, in dem Vögel nicht verdrängt werden.

Für Eiderenten und Trauerenten wäre ein Wegzug von Vögeln aus einem Vogelschutzgebiet, in dem diese Arten in der Ausweisungsgrundlage vorkommen, insbesondere aus F31 Stavns Fjord und F94 Sejerø Bugt und Nekselø denkbar, die beide mehr als 15 km vom Projektgebiet entfernt sind.

Da die Verdrängung von Eiderenten und Trauerenten in einer maximalen Entfernung von 4 km erfolgen kann und die Entfernung des Projektgebiets zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet, in dem die Arten ausgewiesen sind, 15 km beträgt, wird das Projekt nicht zu einer Verdrängung der Vögel innerhalb in Vogelschutzgebieten führen.

Eine Verdrängung durch die Windenergieanlagen kann Arten der Ausweisungsgrundlage in Natura 2000-Gebieten nur dann schädigen, wenn Vögel aus diesen Gebieten das Projektgebiet zum Rasten oder zur Nahrungssuche aufsuchen und dies in einem solchen Ausmaß, dass es sich auf die Bestände ausgewiesener Arten in Natura 2000-Gebieten auswirkt. Dies ist weniger wahrscheinlich, da davon ausgegangen wird, dass die Rast- und Futtermöglichkeiten in den ausgewiesenen Vogelschutzgebieten besser sind als in den umliegenden Gewässern. Z. B. sind Muschelbänke, die als Nahrungsquelle für Meerenten zur Verfügung stehen, im Projektgebiet verstreut und fragmentiert (siehe Abschnitt 8.6 Meeresflora und -fauna).

Es wird geschätzt, dass sich bis zu 68.000–72.000 Eiderenten einige Monate im Zählgebiet des nördlichen Großen Belt aufhalten. Bei den verwendeten Pufferzonen von vier Kilometern und der berechneten Vogeldichte könnte dies im schlimmsten Fall zu einer Verdrängung von rund 9.300 Vögeln durch die Präsenz der Windenergieanlagen führen. Geht man davon aus, dass 1–10 % der Vögel infolge der Verdrängung sterben, entspricht dies 4–36 % der erhöhten Sterblichkeit, die die lokale Population ohne Rückgang (PBR) tolerieren kann. Für die gesamte biogeografische Population kann die erhöhte Sterblichkeit maximal 6 % der PBR betragen (siehe Abschnitt 8.8 Vögel).

Bei den Trauerenten deuten die Zählungen und die großen jährlichen Schwankungen in der Anzahl und Verteilung der Vögel darauf hin, dass die Art flexibel ist, was den Aufenthaltsort der Vögel im Untersuchungsgebiet betrifft, und dass geeignete Lebensräume für die Rast von Trauerenten sowohl innerhalb

als auch außerhalb des Projektgebiets vorhanden sind. Es wird geschätzt, dass bis zu 25.000 Trauerenten im Zählgebiet leben und dass durch das Projekt bis zu 11.000 Vögel verdrängt werden könnten. Geht man davon aus, dass 1–10 % der Vögel infolge der Verdrängung durch die Windenergieanlagen sterben, entspricht dies 4–37 % der erhöhten Sterblichkeit, die die lokale Population ohne Rückgang (PBR) tolerieren kann. Für die gesamte biogeografische Population kann die erhöhte Sterblichkeit maximal 2 % der PBR betragen, siehe Abschnitt 8.8. über Vögel (siehe Abschnitt 8.8 Vögel).

Es wird geschätzt, dass eine erhöhte Sterblichkeit von 10 % infolge der Verdrängung eine sehr konservative Schätzung für die muschelfressenden Arten Eiderente und Trauerente ist. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Vorkommen von Muschelbänken in für Taucherenten zugänglichen Tiefen im Projektgebiet und im Landungskorridor verteilt und fragmentiert ist und weniger als 0,5 km² bzw. 1 % der Gesamtfläche ausmacht. Bei Trauerenten wird davon ausgegangen, dass sich die Vögel bei ihrem Zug kurzzeitig im Projektgebiet aufhalten.

Vor diesem Hintergrund wird angenommen, dass die durch Offshore-Windenergieanlagen eintretende Verdrängung von Rothalstauchern, Trauerenten und Eiderenten kein Ausmaß hat, das als Schädigung der Vogelschutzgebiete F31 Stavns Fjord, F94 Sejerø Bugt und Nekselø oder weiter entfernter Vogelschutzgebiete bezeichnet werden kann.

Es wird nicht davon ausgegangen, dass futtersuchende Brandseeschwalben durch die Windenergieanlagen aus geeigneten Lebensräumen verdrängt werden, da die Art Gebiete mit Windenergieanlagen nicht oder nur in begrenztem Umfang meidet (Petersen et.al, 2006; Gill, Sales, Pinder, & Salazar, 2008; Furness, Wade, & Masden, 2013). Auch die Entfernung zu den wichtigsten Brutkolonien auf Sprogø (etwa 22 km) wird als so groß eingeschätzt, dass Brandseeschwalben aus der Kolonie das Projektgebiet nur in geringem Umfang zur Nahrungssuche nutzen werden. Wie in Abschnitt 8.8 über Vögel beschrieben, wurden bei den 27 Flugzählungen im Zählgebiet nur sehr wenige Seeschwalben beobachtet.

Kollisionsgefahr

Das Kollisionsrisiko wird in Abschnitt 8.8 über Vögel bewertet. Die Bewertung umfasst Berechnungen, wie viele Individuen verschiedener Arten pro Jahr voraussichtlich mit den Windenergieanlagen kollidieren werden. Für alle Arten wird die Anzahl der Kollisionen als sehr gering eingeschätzt und die Auswirkung auf die Populationen daher als vernachlässigbar eingeschätzt.

Die Windenergieanlagen werden mehr als 15 km von den nächsten Vogelschutzgebieten entfernt liegen, in denen Eiderenten oder Trauerenten in der Ausweisungsgrundlage enthalten sind. Daher wird die Wahrscheinlichkeit, dass rastende Eiderenten oder andere mit diesen Gebieten assoziierte Arten das Windparkgebiet aufsuchen und mit den Windenergieanlagen kollidieren, als so gering eingeschätzt, dass eine Beschädigung der Natura 2000-Gebiete durch Kollisionen ausgeschlossen werden kann. Im Abschnitt 8.8 Vögel wird berechnet, dass im schlimmsten Fall jährlich bis zu 42 Eiderenten und 0,24 Trauerenten mit den Windenergieanlagen kollidieren können. Bei den Eiderenten beträgt die lokale Population 90.000 und die biogeografische Population 560.000 bis 920.000, bei den Trauerenten 35.000 und 687.000 bis 815.000.

Es liegen keine Schätzungen über die Zahl der Brandseeschwalben auf Nahrungssuche im Zählgebiet vor, doch die Ergebnisse der 27 durchgeführten Luftzählungen deuten darauf hin, dass die Zahl sehr gering ist. Wie oben erwähnt wird auch die Bedeutung des Gebietes für die Population im Natura 2000-Gebiet Nr. 116 als gering

eingeschätzt, da die Entfernung zu den wichtigsten Brutkolonien des Gebiets auf Sprogø etwa 22 km beträgt, und da es unwahrscheinlich ist, dass Seeschwalben das Projektgebiet aktiv aufsuchen würden, um hier Futter zu suchen.

Das Kollisionsrisiko für Brandseeschwalben wird außerdem als vernachlässigbar eingeschätzt, da die Vogeldichte im Gebiet als gering eingeschätzt wird (siehe oben) und nur sehr wenige Vögel ($\leq 2\%$) auf der Höhe der Rotorblätter fliegen. In einer Studie an Vögeln aus Hirsholmene flogen nur 15 von 1013 erfassten Vögeln (1,5 %) in einer Höhe von 20 m oder mehr (Jacobsen & Petersen, 2008) und (BTO, 2014) zeigt auf der Grundlage von Daten in (Johnston, Cook, Wright, Humphreys, & Burton, 2014), dass nur bei 1,8 % der Brandseeschwalben davon ausgegangen werden kann, dass sie in einer Höhe fliegen, die ein Kollisionsrisiko mit einem Rotorblatt in von 20 m Höhe oder mehr mit sich bringt.

Barrierewirkung

Barriereeffekte können auftreten, wenn Vögel bei lokalen, regionalen oder grenzüberschreitenden Flügen auf Offshore-Windparks oder andere Hindernisse stoßen, die den Flug verlangsamen oder behindern. Die Vögel können dann anhalten, umdrehen oder dem Hindernis ausweichen, indem sie es umfliegen oder die Flughöhe ändern. Dies kann dazu führen, dass sich der Vogelzug verlängert und der Energieverbrauch durch Abweichungen von der bevorzugten Flugroute oder Flughöhe steigt.

Bei der Betrachtung des Standorts des geplanten Windparkgebiets lässt sich erkennen, dass es sich bei dem küstennahen Offshore-Windpark nicht um eine Erweiterung landschaftlicher „Engpässe“ handelt, in denen sich der Vogelzug typischerweise konzentriert. Das Windparkgebiet kann daher kein Hindernis für den Vogelverkehr zwischen den Natura 2000-Gebieten darstellen. Auf dieser Grundlage wird davon ausgegangen, dass Barrierewirkungen des küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht den Vogelzug nicht wesentlich beeinflussen können.

Wie im Abschnitt Vögel beschrieben, wird die Barrierewirkung unter der Annahme bewertet, dass Zugvögel den küstennahen Offshore-Windpark im Frühjahr und Herbst meiden und nach Passieren des küstennahen Offshore-Windparks in einer Entfernung von 1 km auf den ursprünglichen Zugkorridor zurückkehren. Dies führt zu einer Verlängerung des Zugkorridors um 1,8 km für Landvögel und bis zu 2,0 km für Wasservögel. Eine Verlängerung in dieser Größenordnung zweimal pro Jahr wird aufgrund anderer Untersuchungen als unbedeutend im Verhältnis zur Länge des gesamten Zugkorridors der betroffenen Arten eingeschätzt (Masden, et al., 2009; FEBI, 2013).

Es wird geschätzt, dass die Barrierewirkung des Küstennahen Offshore-Windparks Jammerland-Bucht für alle betroffenen Land- und Wasservögel zu einem Anstieg des Gesamtenergieverbrauchs von weniger als 1 % führt. Dies gilt unabhängig davon, ob die Zugvögel den küstennahen Offshore-Windpark durch Umfliegen oder durch Erhöhung der Flughöhe meiden. Eine solche Belastungserhöhung wird als ohne Bedeutung für den Erhaltungszustand der Arten in den umliegenden und weiter entfernten Vogelschutzgebieten eingeschätzt.

Diese Einschätzung gilt unabhängig von der Wahl der Projektalternative, da die Barrierewirkung für alle 3 Alternativen als gleich eingeschätzt wird.

4.4.2.3 Stilllegungsphase

In der Stilllegungsphase dürfte die größte Auswirkung auf das Meer eine mögliche Verdrängung von Vögeln sein, wie für die Bauphase beschrieben. Wie bereits für die Bauphase beschrieben, können Schäden durch Störungen und die Anwesenheit von Bauschiffen jedoch aufgrund der Entfernung zu Vogelschutzgebieten von mindestens 9 km, die weit über den bekannten Störungsabständen (bis zu 3,2 km) liegt, für die betreffenden Arten ausgeschlossen werden.

4.4.3 Meeressäuger

Schweinswale sind in der Ausweisungsgrundlage für 4 der 6 Natura 2000-Gebiete enthalten, die sich im Umkreis von 20 km um das Projektgebiet und den Anlandungskorridor befinden, während Seehunde in 1 der 6 Gebiete und Kegelrobben in 0 der 6 Gebiete enthalten sind. Nachfolgend sind die vier relevanten Natura 2000-Gebiete für Meeressäuger aufgeführt. Für Seehunde ist nur N166 relevant, während für Schweinswale alle vier Bereiche relevant sind:

- Nr. 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord (Entfernung 6,3). In diesem Bereich ist auch der Seehund in die Ausweisungsgrundlage einbezogen.
- Nr. 109 Das Meer zwischen Romsø und Hindsholm sowie Romsø (Entfernung 9 km).
- Nr. 116 Zentraler Großer Belt und Vresen (Entfernung 13 km).
- Nr. 107 Fyns Hoved, Lillegrund und Lillestrand (Entfernung 16 km).

Basierend auf der Abgrenzung der Auswirkungen im Abschnitt 4.3.1 werden die potenziellen Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde wie folgt eingeschätzt:

- Verlust des Nahrungshabitats in allen Phasen
- Sedimentaustritt in der Bau- und Stilllegungsphase
- Lärm und Störungen in allen Phasen

Im Jahr 2019 werden sowohl die Ostseepopulation der Schweinswale als auch die Population der Seehunde in den dänischen Binnengewässern als in einem günstigen Erhaltungszustand befindlich eingestuft (Fredshavn, et al., 2019). Aufgrund des beobachteten Rückgangs der Population um 1,5 % pro Jahr von 2012 bis 2022 (siehe Abschnitt 8.10) kann nicht ausgeschlossen werden, dass der Erhaltungszustand bei der nächsten Beurteilung des Erhaltungszustands (voraussichtlich im Jahr 2025) nach unten angepasst wird, da die letzte Einschätzung aus dem Jahr 2019 stammt).

Der Erhaltungszustand der Kegelrobbe wurde 2019 in Dänemark als ungünstig bewertet, was vor allem auf die sehr geringe Population von Jungtieren zurückzuführen ist (Fredshavn, et al., 2019).

Schweinswale

Der Große Belt stellt den wichtigsten Korridor für Schweinswale dar, die zwischen den nördlichen und südlichen dänischen Gewässern wandern. Das Projektgebiet ist nicht als Gebiet mit hoher Bevölkerungsdichte ausgewiesen (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) und das Gebiet scheint für den Bestand im Zeitraum 2007–2016 von geringerer Bedeutung zu sein als im Zeitraum 1997–2006. Im Rahmen von SCANS-IV wurden im Juni/Juli 2022 Schweinswale im und um das Projektgebiet durch Flugzählungen erfasst (Sveegaard S., 2022). Im

Zusammenhang mit Flugzählungen, die 2014 und 2015 für den Küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht durchgeführt wurden, (Orbicon, 2018a) wurden im gesamten Untersuchungsgebiet 76 Individuen (insgesamt 5 Flugzählungen) erfasst (6 Schweinswale innerhalb des Projektgebiets Offshore-Windpark selbst und 70 Individuen außerhalb des Projektgebiets). Bei den 22 durchgeführten Flugzählungen im Zeitraum 2020–2022 wurden insgesamt 39 Schweinswale erfasst, wobei die größte Zahl im Juli und November 2021 (8 Schweinswale) und die zweitgrößte Zahl im März 2022 (5 Schweinswale) verzeichnet wurde. Von den 8 Schweinswalen, die im Juli 2021 beobachtet wurden, war nur einer im Projektgebiet registriert (siehe Abschnitt 8.10 und den Hintergrundbericht Aerial Survey Report Jammerland). (BioConsult SH, 2023).

Die Anzahl der beobachteten Tiere ist nicht groß genug, um Dichteberechnungen durchzuführen. Daher wurden Dichteberechnungen auf der Grundlage von SCANS- und MiniSCANS-Erhebungen aus 2016, 2020 und 2022 verwendet.

Bei den Felduntersuchungen in den Jahren 2014–2015 und 2020–2022 wurden im Projektgebiet Jammerland-Bucht keine besonderen Aufzuchtplätze oder Kälber entdeckt, (Orbicon, 2018a; BioConsult SH, 2023) auch nicht im Zusammenhang mit den nationalen Zählungen aus 2020 (Unger, et al., 2021). Im Projektgebiet wurden relativ wenige Schweinswale beobachtet und es gibt keine Hinweise darauf, dass das Projektgebiet im Vergleich zu den umliegenden Gewässern für Schweinswale von größerer Bedeutung ist.

Das nächstgelegene Natura 2000-Gebiet 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord (6,3 km entfernt) hat eine große Bedeutung für Schweinswale (Wichtigkeit 1 von 4, 1 ist: *„Gebiet mit hoher Schweinswaldichte für mindestens eine Saison, Gebiet >20 km² (die Größe ist willkürlich im Verhältnis zur Lebensweise der Schweinswale festgelegt, entspricht aber der Mindestgröße des aktuellen FFH-Gebiets für Schweinswale), die erhebliche Bedeutung für die relevante Population hat“* (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018).

Seehund

In der Nähe des Projektgebiets gibt es keine erfassten Ruheplätze für Seehunde (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Seehunde werden häufig im Meeresgebiet um Røsnæs gesichtet, wo sie laut Ausweisungsgrundlage für das Natura 2000-Gebiet 166 Røsnæs, Røsnæs-Riff und Kalundborg-Fjord (6,3 km entfernt) vorkommen. Es gibt keine Zählungen von Seehunden im Natura 2000-Gebiet und es gibt keine offensichtlichen Ruheplätze für Seehunde (Galatius A., 2017; Kyhn, et al., 2021). Der nächstgelegene bekannte Standort, der als wichtig für den Seehund gilt, ist das Gebiet bei Samsø (mehr als 20 km vom Projektgebiet entfernt), wo es mehrere große Rastplätze gibt.

Kegelrobbe

Im Projektgebiet gibt es keine registrierten Ruheplätze für Kegelrobben (Galatius A., 2017), auch bei der NOVANA-Überwachung in der Nähe des Gebiets wurden keine Kegelrobben registriert (NOVANA, 2022a). Bei den Flugzählungen 2014–2015 wurden keine Kegelrobben beobachtet (Orbicon, 2018a), auch nicht im Zusammenhang mit den Felduntersuchungen 2020–2022 (BioConsult SH, 2023). Dies war auch nicht zu erwarten, da das Gebiet nicht als wichtig für die Art beschrieben wird (Galatius A., 2017). Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass Kegelrobben in der Gegend nur äußerst selten vorkommen.

4.4.3.1 Bauphase

Während der Bauphase sind die möglichen Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde zu berücksichtigen (Kegelrobben werden voraussichtlich nicht vorkommen, die Beurteilung gilt jedoch grundsätzlich auch für diese Art):

- Verlust von Nahrungshabitaten auf dem Meeresboden, wo Kabel verlegt und Monopiles mit entsprechendem Erosionsschutz errichtet werden.
- Sedimentaustritt, der die Nahrungssuche und Nahrungsquellen beeinträchtigen können,
- Lärm und Störungen durch das Einrammen von Monopiles und Schiffsverkehr, was zu Hörverlust, Verhaltensstörungen und Verschrecken führen kann.

Verlust von Nahrungshabitaten und Sedimentausbreitung

Der Verlust potenzieller Nahrungshabitate während der Bauphase beläuft sich auf eine Fläche von etwa 76.000 m², die direkt durch das Einpflegen/Erdverlegen von Seekabeln und die Errichtung von Monopiles mit Erosionsschutz beeinträchtigt wird. Die Sedimentausbreitung während der Bauphase sinkt maximal 250 Meter von der Kabelanlage entfernt auf ein Hintergrundniveau.

Da das Projektgebiet und der Landungskorridor nicht als bedeutendes Gebiet für Schweinswale oder Seehunde eingestuft werden und der Mindestabstand zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet 6,3 km beträgt, werden Schäden an Schweinswalen oder Seehunden als Folgen des Verlusts von Nahrungshabitaten oder Sedimentausbreitung ausgeschlossen. Es wird beurteilt, dass die Aktivitäten keine Bedeutung für den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

Lärm durch das Einrammen von Monopiles

Durch das Einrammen von Monopiles für die Windenergieanlagen werden extrem laute Geräusche erzeugt, die bei Meeressäugern, die sich in unmittelbarer Nähe der Lärmquelle aufhalten, möglicherweise zu dauerhaftem Hörverlust (PTS) und vorübergehender Hörbeeinträchtigung (TTS) führen. Darüber hinaus kann der Lärm zu Verhaltensänderungen führen, die die Nahrungsaufnahme der Meeressäuger und die Kommunikation zwischen Individuen vorübergehend beeinträchtigen können, solange die Lärmquelle vorhanden ist. Die Auswirkungen auf das Verhalten können außerdem in der Unterbrechung der Nahrungssuche oder des Ruhezustands bestehen (Bas, Christiansen, Öztürk, Öztürk, & McIntosh, 2017).

In Kapitel 8.17 zu Unterwasserlärm sind die Ergebnisse der abgeschlossenen Lärmmodellierung zusammengefasst, die aus dem Hintergrundbericht hervorgeht (ITAP, 2024). Das Modell entspricht den Richtlinien der dänischen Energieagentur vom Mai 2022 (Energistyrelsen, 2022a). Im Abschnitt 8.10 „Meeressäuger“ werden die modellierten Wirkungsabstände mit Dichteschätzungen für die Tiere kombiniert, um die Auswirkungen auf Schweinswale und Robben bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts oder von Alternative 1 bzw. Alternative 2 abzuschätzen.

Die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer die Gefahr eines dauerhaften Hörverlusts (PTS) besteht, betragen für Schweinswale weniger als 100 m, sowohl für das bevorzugte Projekt als für die Alternativen 1 und 2 (sämtliche modellierten Wirkungsabstände siehe Kapitel 8.10 „Meeressäuger“ und Tabelle 8.120 im Abschnitt „Unterwasserlärm“). Für Seehunde betragen die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer ein PTS-Risiko besteht, für Alternative 1 und Alternative 2 weniger als 100 m, während sie für das bevorzugte Projekt

180 m betragen (ITAP, 2024). Aufgrund der Aktivität mit Bauschiffen in der Nähe der Rammstelle und des Sanftanlaufs beim Einrammen (Soft-Start-Verfahren) wird geschätzt, dass sich Meeressäuger von der Rammstelle entfernen, bevor der Lärm sein Maximum erreicht. Demnach wird auf dieser Grundlage beurteilt, dass keine Schweinswale oder Robben dem Risiko eines dauerhaften Hörverlusts (PTS) ausgesetzt sind, wenn die Monopiles eingerammt werden.

Die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer das Risiko einer vorübergehenden Hörbeeinträchtigung (TTS) besteht, betragen für Schweinswale 160 m von der Rammstelle bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts und weniger als 100 m für Alternative 1 und Alternative 2. Bei Robben liegen die modellierten Wirkungsabstände, innerhalb derer ein TTS-Risiko besteht, bei der Umsetzung des bevorzugten Projekts bei 450 m, bei der Umsetzung von Alternative 1 bei 400 m und bei der Umsetzung von Alternative 2 bei 340 m von der Rammstelle (ITAP, 2024) (siehe Kapitel 8.10 „Meeressäuger“ und Tabelle 8.120 im Abschnitt „Unterwasserlärm“).

Die Anzahl der potenziell TTS ausgesetzten Schweinswale basiert auf Dichtedaten aus dem Großen Belt aus den Jahren 2016, 2020, 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021). Berechnungen zeigen, dass die Anzahl der potenziell TTS ausgesetzten Schweinswale sowohl für das bevorzugte Projekt, Alternative 1 als auch Alternative 2, weniger als ein Tier beträgt (Tabelle 3-9). Dies entspricht weniger als 0,01 % der geschätzten Beltseepopulation in den Jahren 2016, 2020 und 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021).

Verhaltensinflüsse auf Schweinswale können bei Durchführung des bevorzugten Projekts und der Alternative 1 in einem Umkreis von etwa 4 km von der Rammstelle auftreten (vgl. eine konservative Annahme für das bevorzugte Projekt in Bezug auf den Wirkungsabstand. Siehe Abschnitt „Unterwasserlärm“ – Ergebnisse der Lärmmodellierung), während dieser Abstand für Alternative 2 auf 3,4 km von der Rammstelle reduziert wird, was auch für Robben gilt, vgl. (Russell, et al., 2016). Die Rammtätigkeiten dauern in der Regel jeweils 2 Stunden pro Monopile und der Lärm ist von kurzer Dauer, da für das bevorzugte Projekt insgesamt nur 16 Windenergieanlagen gebaut werden sollen, 18 Anlagen für Alternative 1 und 21 Anlagen für Alternative 2.

Die durchschnittliche Anzahl der Schweinswale, bei denen man davon ausgeht, dass sie Verhaltensänderungen zeigen, wird auf 51 Tiere, 20 Tiere bzw. 17 Tiere pro Einrammung berechnet - für das bevorzugte Projekt und Alternative 1, basierend auf Dichtedaten aus dem Großen Belt in den Jahren 2016, 2020 bzw. 2022 (Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021) (Tabelle 3-9). Für Alternative 2 wird die durchschnittliche Anzahl der Schweinswale, bei denen angenommen wird, dass sie Verhaltensänderungen zeigen, auf 38 Tieren, 15 Tieren bzw. 12 Tieren pro Einrammung berechnet, basierend auf den gleichen Dichtedaten aus dem Großen Belt in den Jahren 2016, 2020 bzw. 2022. Das bedeutet, dass etwa 0,12 % der geschätzten Beltseepopulation im Zusammenhang mit dem Einrammen Verhaltensänderungen erfahren können.

Das Projektgebiet und der Landungskorridor werden weder als bedeutendes Gebiet für Schweinswale noch für Seehunde eingestuft und der Mindestabstand zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet beträgt 6,3 km. Vor dem Hintergrund dieser und vorstehender Stellungnahme wird beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass Unterwasserlärm durch das Einrammen von Monopiles Schäden bei Schweinswalen oder Robben verursachen kann und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

Schiffslärm

Schweinswale scheinen relativ scheue Tiere zu sein, da häufig Fluchtreaktionen beobachtet werden, wenn sich ein motorisiertes Schiff nähert. Untersuchungen haben einen negativen Zusammenhang zwischen der Anwesenheit von Schweinswalen und der Intensität des Schiffsverkehrs gezeigt. (Scheidat, et al., 2011; Herr, Scheidat, & Siebert, 2005) Es ist daher wahrscheinlich, dass Schweinswale in gewissem Maße auf den Schiffsverkehr, der im Zusammenhang mit den Bauarbeiten stattfinden wird, reagieren, indem sie während der Bauzeit das Gebiet verlassen und nach Ausweichgebieten suchen. Die Auswirkungen werden nur von kurzer Dauer sein und die Tiere können kurz nach Ende des Lärms in das Gebiet zurückkehren. Darüber hinaus wird die räumliche Verbreitung als lokal und die Auswirkungen als vollständig reversibel beurteilt, da die Situation nach dem Ende des Lärms wieder zum Ausgangspunkt zurückkehrt.

Das Projektgebiet und der Landungskorridor werden weder als bedeutendes Gebiet für Schweinswale noch für Seehunde eingestuft und der Mindestabstand zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet beträgt 6,3 km. Vor dem Hintergrund dieser und vorstehender Stellungnahme wird beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass Lärm von Schiffen im Projektgebiet Schäden bei Schweinswalen oder Robben verursachen können und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

4.4.3.2 Betriebsphase

In der Betriebsphase sind folgende mögliche Auswirkungen auf Schweinswale und Seehunde möglich:

- Verändertes Nahrungshabitat (hartes Bodensubstrat auf dem Erosionsschutz)
- Lärm und Störungen durch Schiffe, die Inspektionen und Wartungsarbeiten durchführen, sowie durch Windenergieanlagen

Verändertes Nahrungshabitat

Der Bereich mit weichem Boden, der durch harte Böden in Form von Fundamenten und Erosionsschutz am Meeresboden ersetzt wird, ist sehr klein (bis zu 26.400 m²). In dem Gebiet gibt es bereits harten Boden in Form einiger Steine, und es wird nicht davon ausgegangen, dass die sehr begrenzte Hinzufügung von hartem Boden in Form von Erosionsschutz zu einer signifikanten Änderung des Nahrungsangebots führt, weder für Schweinswale noch für Robben im Bereich.

Das Projektgebiet und der Landungskorridor werden weder als bedeutendes Gebiet für Schweinswale noch für Seehunde eingestuft und der Mindestabstand zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet beträgt 6,3 km. Vor dem Hintergrund dieser und vorstehender Stellungnahme wird beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass das veränderte Nahrungshabitat im Projektgebiet Schäden bei Schweinswalen oder Robben verursachen kann und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

Lärm von Schiffen und Anlagen

Schweinswale und Robben können möglicherweise durch Lärm und Störungen durch den Schiffsverkehr im Zusammenhang mit Wartungen und Betriebsgeräuschen der Windenergieanlagen beeinträchtigt werden (Herr, Scheidat, & Siebert, 2005; Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011). Dennoch wurden Schweinswale in aktiven Offshore-Windparks in vergleichbarer oder höherer Zahl beobachtet als vor der

Errichtung der Offshore-Windparks (Tougaard, et al., 2006a; Scheidat, et al., 2011) (siehe Abbildung 3-35). Allerdings gibt es auch ein Beispiel dafür, dass Schweinswale nach dem Bau eines Offshore-Windparks in geringerer Zahl beobachtet werden, wobei unklar ist, ob die geringere Zahl von Schweinswalen auf das Vorhandensein des Offshore-Windparks zurückzuführen ist (Tougaard J. , 2014). Es ist auch bekannt, dass Robben in Offshore-Windparks jagen und sich dort aufhalten. Das geht z. B. aus einer Untersuchung des Verhaltens von Meeressäugern in künstlichen Einrichtungen auf See hervor (Russell, et al., 2014).

Es besteht der Verdacht, dass der niederfrequente Unterwasserlärm, den die Anlagen im Normalbetrieb abgeben, das normale Verhalten der Tiere beeinflussen kann. In Madsen et al. (2006) wird eine Untersuchung behandelt, in der simulierter Unterwasserlärm, der dem Lärm einer 2-MW-Anlage entspricht, in einem Gebiet mit hoher Dichte an Schweinswalen und Seehunden getestet wurde. Das Ergebnis war nicht eindeutig, zeigte jedoch, dass die mögliche Reaktion der Tiere innerhalb einer Entfernung zwischen 60 und 200 m von der Anlage erfolgte, und es wurde schlussgefolgert, dass der Wirkungsbereich sowohl für Schweinswale als auch für Robben „klein“ ist (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006).

In (Tougaard, Henriksen, & Miller, 2009) wird beruhend auf Untersuchungen in drei Offshore-Windparks schlussgefolgert, dass es unwahrscheinlich ist, dass der Lärm – unabhängig von der Entfernung von den Anlagen – ein Ausmaß erreichen kann, das Robben und Schweinswale schaden kann, ebenso wird beurteilt, dass der Lärm die akustische Kommunikation der Tiere beeinträchtigen kann. Daher wird beurteilt, dass Schäden durch niederfrequenten Lärm bei Seehunden oder Schweinswalen in den Natura 2000-Gebieten, in deren Ausweisungsgrundlage sie einbezogen sind, ausgeschlossen werden können.

Vorstehendes deutet darauf hin, dass der Betriebslärm der Offshore-Windenergieanlagen und der Verkehr von Schiffen innerhalb des Offshore-Windparks selbst (sowie das elektromagnetische Feld um die erdverlegten Kabel) für die Anwesenheit der Tiere keine oder nur eine sehr geringe Bedeutung haben.

Das Projektgebiet und der Landungskorridor werden weder als bedeutendes Gebiet für Schweinswale noch für Seehunde eingestuft und der Mindestabstand zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet beträgt 6,3 km. Insgesamt wird beurteilt, dass Lärm der in Betrieb befindlichen Anlagen und Schiffe, die Inspektionen und Wartungsarbeiten durchführen, sowie elektromagnetische Felder rund um die erdverlegten Kabel keine Schäden bei Schweinswalen oder Robben verursachen und dass die Betriebsphase des Projekts keine Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten hat.

4.4.3.3 Stilllegungsphase

Die Aktivitäten in der Stilllegungsphase werden als vergleichbar oder geringer als in der Bauphase eingeschätzt. Bspw. wird kein Einrammen von Monopiles erfolgen, was die lauteste Aktivität darstellt. Vor diesem Hintergrund wird für die Stilllegungsphase ebenso wie für die Bauphase beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass die Aktivitäten Schäden bei Schweinswalen oder Robben verursachen können und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

4.4.4 Fledermäuse:

Drei in Dänemark vorkommende Fledermausarten sind in Anhang II der Habitatverordnung und können daher in die Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten einbezogen sein. Dabei handelt es sich um die Mopsfledermaus, die Bechsteinfledermaus und die Teichfledermaus. 2019 wurde der Erhaltungszustand der Teichfledermaus als günstig eingestuft, während der Erhaltungszustand der Bechsteinfledermaus ungünstig- unzureichend ist und der Erhaltungszustand der Mopsfledermaus unbekannt ist (Fredshavn, et al., 2019). Im Rahmen der Felduntersuchungen im Jahr 2021, über die im Hintergrundbericht „Fledermauskartierung“ berichtet wird, wurden weder Mopsfledermaus, Bechsteinfledermaus noch Teichfledermaus erfasst (WSP, 2024). Wie in Abschnitt 8.9 „Fledermäuse“ beschrieben, wird beurteilt, dass keine dieser Arten in dem Gebiet vorkommt.

In Dänemark sind Bechsteinfledermäuse ausschließlich in die Ausweisungsgrundlage des FFH-Gebiets H162 Almindingen, Ølene und Paradisbakkerne auf Bornholm einbezogen. Die Art ist sehr stationär und ist in Dänemark nur von Bornholm bekannt. Wie aus Abschnitt 8.9 „Fledermäuse“ hervorgeht, wird davon beurteilt, dass sie sich nicht aufs Meer hinausbewegen. Auswirkungen auf diese Art durch das Projekt gelten aufgrund mangelnder Präsenz als ausgeschlossen.

Von den beiden anderen Arten ist nicht bekannt, dass sie Fernwanderer sind (in der Fledermausuntersuchung 2021 wurden nur Rauhaufledermäuse, Zweifarbfledermäuse, Mückenfledermäuse und Große Abendsegler erfasst). (WSP, 2024)). Teichfledermäuse können Hunderte von Kilometern fliegen, um in Kalkgruben in Mitteljütland und Himmerland zu überwintern, und wurden weit draußen auf dem Meer beobachtet. Teichfledermäuse sind aus Nord- und Westseeland nicht bekannt, in Südseeland und auf Lolland-Falster gibt es jedoch einen kleinen Bestand (DCE Aarhus Universitet, 2023) . Die Mopsfledermaus lebt in älteren Laubwaldgebieten und zwischen ihren Wurf- und Überwinterungsgebieten liegen in der Regel nicht mehr als 50 km, es wurden jedoch auch Zugstrecken von über 250 km beobachtet. Die Mopsfledermaus kommt in Südostdänemark, Südseeland, auf Lolland-Falster, Langeland und Møn sowie in einigen Wäldern in Mittelseeland vor.

In die Ausweisungsgrundlage der sechs beschriebenen FFH-Gebiete im Umkreis von 20 km sind keine Fledermäuse einbezogen. Aufgrund der Biologie und Verbreitung der Art gilt es als unwahrscheinlich, dass Teichfledermäuse oder Mopsfledermäuse im nördlichen Teil des Großen Belts ziehen oder überhaupt vorkommen.

4.4.4.1 Bauphase

Es wird beurteilt, dass während der Bauphase keine Gefahr für die drei Fledermausarten besteht. Die Aktivitäten können keine Brut- oder Rastplätze beeinträchtigen, da solche auf See nicht vorhanden sind. Während der Bauarbeiten sind die Windenergieanlagen nicht in Betrieb und die Rotorblätter drehen sich nicht. Fledermäuse fliegen nicht in Strukturen, die sich nicht bewegen.

Auf dieser Grundlage wird beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass die Bauphase auf See zu Schäden bei Fledermäusen in der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten führt und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

4.4.4.2 Betriebsphase

Während der Betriebsphase können Fledermäuse möglicherweise mit den rotierenden Rotorblättern kollidieren oder durch die Windströmung um die Rotorblätter ein Barotrauma erleiden.

Zwischen Reersø auf Seeland und Stavreshoved auf Fünen wurde ein potenzieller Zugkorridor kartiert (siehe Abschnitt 8.9 „Fledermäuse“), dieser wird jedoch nicht als beeinträchtigt beurteilt, da das Projektgebiet nördlich des Zugkorridors liegt.

Für Arten in der Ausweisungsgrundlage von Natura 2000-Gebieten (Anhang II-Arten), zu denen die Bechsteinfledermaus, die Mopsfledermaus und die Teichfledermaus gehören, wird beurteilt, dass ein Zug über den Großen Belt ausgeschlossen werden kann, und dass es auch keine lokalen Bestände im Gebiet gibt, die rund um die Anlagen auf See nach Nahrung suchen könnten. Es wird beurteilt, dass eine Gefahr vor Schäden bei Mopsfledermäusen, Teichfledermäusen und Bechsteinfledermäusen durch Kollisionen mit den in Betrieb befindlichen Windenergieanlagen ausgeschlossen werden kann. Das Vorhandensein des Projekts in der Betriebsphase wird keine Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Arten in Natura 2000-Gebieten haben.

4.4.4.3 Stilllegungsphase

Es wird beurteilt, dass in der Stilllegungsphase keine mögliche Gefahr für Fledermäuse besteht. Die Aktivitäten können keine Wurf- oder Rastplätze beeinträchtigen, da solche auf See nicht vorhanden sind. Bei der Stilllegung sind die Anlagen nicht in Betrieb und die Rotorblätter drehen sich nicht.

4.4.5 Fische

In die Ausweisungsgrundlage der sechs umliegenden Natura 2000-Gebiete im Umkreis von 20 km sind zwei Fischarten einbezogen: Steinbeißer (FFH-Gebiet 138, Teil des Natura 2000-Gebiets Nr. 157 „Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken“, 7,6 km vom Projektgebiet entfernt) und Finte (FFH-Gebiet 135, Teil des Natura 2000 Gebiets Nr. 154 „Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Dieselbjerg og Bollinge Bakke“, 32 km vom Projektgebiet entfernt).

Der Steinbeißer ist ein kleiner bodenlebender Fisch, der in Flüssen, Bächen und Seen lebt, wo das Wasser langsam fließt oder stagniert. Die Art lebt daher nur im Süßwasser und kann nicht durch die Bauarbeiten auf See oder das Vorhandensein der Anlagen beeinträchtigt werden.

Die Finte ist ein Wanderfisch, der einen Teil seines Zyklus im Meer verbringt, da er im Süßwasser laicht und im Meer aufwächst. Fast alle Erfassungen von Finten in Dänemark stammen aus dem Meer, wobei die meisten Tiere an der Westküste Jütlands zu finden ist, wo sich die Art zusammen mit anderen Fischarten um Hafenanlagen wie z. B. die Schleusen in Hvide Sande und Thorsminde sammeln. Es gibt nur wenige alte Berichte über Vorkommen von Finten in dänischen Fließgewässern – z. B. im Skals Å und Simested Å. Das Gleiche gilt für Schweden, wo es Berichte aus dem 19. Jahrhundert über den Anstieg von Flüssen in Südschweden wie Lagan und Nissan gibt, wo jedoch neuere Beobachtungen fehlen (Krog & Carl, 2023). Es ist nicht sicher bekannt, dass Finten jemals in dänischen Fließgewässern gelaicht haben, und die Art gilt in Dänemark als Streuner. Bis zur Überarbeitung der Ausweisungsgrundlage im Jahr 2019 war die Art in die Ausweisungsgrundlage von nur acht Natura 2000-Gebieten Jütlands einbezogen. Doch vor allem aus der Zeit nach der Jahrtausendwende gibt es in Dänemark gut 600 Erfassungen von Finten. Dieses Verhältnis sagt nicht

sicher aus, ob die Art häufiger geworden ist oder nicht, da die Anzahl der Erfassungen vom Aufwand abhängt, der zwecks Beschaffung von Informationen betrieben wird. Es gibt Erfassungen aus allen Teilen der dänischen Meeresgebiete, sowohl aus den Küstengebieten und den Fjorden als auch aus tieferen Gewässern, insbesondere im Skagerrak-Kattegat um Grenen und aus der Ostsee südlich von Bornholm. Nachfolgend sind die Erfassungen in der Sejerø Bugt aufgeführt (Krog & Carl, 2023). Neu in der Ausweisungsgrundlage für das FFH-Gebiet 135 ist die Finte. Der Grund, warum die Finte in die Ausweisungsgrundlage einbezogen wurde, geht aus der aktuellen Grundlagenanalyse und dem Natura 2000-Plan für das Gebiet nicht hervor. Vergleicht man jedoch die Kriterien für die Ausweisung und Dokumentation, kann die Aufnahme auf qualitätsgesicherte Erfassungen für den dänischen Fischereiatlas für den Zeitraum 1995–2017 (Miljøstyrelsen, 2023b) und die vielen Erfassungen im Skagerrak-Kattegat zurückzuführen sein, auf die (Krog & Carl, 2023) verweist.

Nachstehend werden die möglichen Auswirkungen auf die Finte beurteilt. Da die Art in Fließgewässern laicht, kann eine Beeinträchtigung der Laichgebiete der Art ausgeschlossen werden.

4.4.5.1 Bauphase

In der Bauphase sind folgende mögliche Auswirkungen auf die Finte zu erwarten:

- Verlust von Nahrungshabitaten, in denen Kabel erdverlegt und Monopiles mit entsprechendem Erosionsschutz errichtet werden
- Sedimentaustritt, der die Nahrungssuche und Nahrungsquellen beeinträchtigen können,
- Lärm und Störungen durch das Einrammen von Monopiles und Schiffsverkehr, was ein Verschrecken zur Folge haben kann
- Ausfluss von Bohrschlamm während der Bauphase, der sich insbesondere auf den Kiemen von Fischbrut absetzen kann

Verlust des Nahrungshabitats

Der Verlust potenzieller Nahrungshabitats während der Bauphase beläuft sich auf eine Fläche von etwa 76.000 m², die direkt durch das Einpflügen/Erdverlegen von Seekabeln und die Errichtung von Monopiles mit Erosionsschutz beeinträchtigt wird.

Da das Projektgebiet und der Landungskorridor 36 km vom Natura 2000-Gebiet entfernt liegen, in dessen Ausweisungsgrundlage die Finte einbezogen ist, wird mit einem so geringen Verlust möglicher Nahrungshabitats (Jungtiere ernähren sich von Krebstieren, während erwachsene Tiere sich von kleinen Fischen ernähren) in einem Gebiet gerechnet, das nicht für die Art ausgewiesen ist und das in einer so großen Entfernung zu Natura 2000-Gebieten liegt und demnach als weniger bedeutend als die Bereiche in Natura 2000-Gebieten einzustufen ist, wird beurteilt, dass keine Auswirkungen auf den Bestand in Natura 2000-Gebieten erfolgen und Schäden bei dieser Art demnach ausgeschlossen werden können.

Sedimentaustritt und Ausfluss von Bohrschlamm

Während der Bauphase auf See wird es im Zusammenhang mit der Verlegung von Kabeln und in sehr begrenztem und lokalem Ausmaß durch das Einrammen von Anlagenfundamenten zu erhöhten Mengen an Schwebstoffen und verstärkter Sedimentation kommen (siehe Abschnitt 4.3.1).

Pelagische Fische, darunter die Finte, reagieren empfindlicher auf Schwebstoffe als Fischarten, die bodennah leben oder bodenlebend sind, wo sie oft von Natur aus Schwebstoffen und Sedimenten ausgesetzt sind.

Es wird beurteilt, dass die meisten Fische, darunter auch die möglicherweise vorkommende Finte, vorübergehend aus dem Gebiet schwimmen werden – teilweise aufgrund von Unterwasserlärm, aber auch aufgrund erhöhter Mengen an Schwebstoffen in der Wassersäule. Die Anzahl der Fische, die tatsächlich durch Sedimente oder Bohrschlamm an den Kiemen oder andere Auswirkungen betroffen sind, ist daher begrenzt.

Wie bereits erwähnt gilt die Finte in Dänemark als Streuner, die überwiegende Mehrheit der Erfassungen gab es von der Westküste Jütlands und die Entfernung zum nächstgelegenen Natura 2000-Gebiet, in dessen Ausweisungsgrundlage die Art einbezogen ist (N154), beträgt mehr als 30 km.

Auf dieser Grundlage wird beurteilt, dass Sedimentaustritt und der Ausfluss von Bohrschlamm keine Bedeutung für den Erhaltungszustand der Finte in Natura 2000-Gebieten haben und Schäden bei Finten demnach ausgeschlossen werden können.

Unterwasserlärm und Vibrationen

Im Zusammenhang mit den Bauarbeiten wird es zu Lärm durch das Einrammen von Monopiles und durch Baufahrzeuge kommen. Unterwasserlärm, der durch das Einrammen von Monopiles entsteht, wirkt sich auf Fische in allen Lebensstadien aus, einschließlich eventuell vorkommender Finten.

Das Ergebnis der Modellierung des Unterwasserlärms beim Einrammen von Monopiles im küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht zeigt, dass der Lärm von hoher Intensität, aber nur von kurzer Dauer sein wird (etwa 2 Stunden für jeden der 16–21 Monopiles, verteilt über einen Zeitraum von voraussichtlich 4–8 Monaten, siehe Einzelheiten im Abschnitt 8.17 „Unterwasserlärm“). Die meisten Fischarten (laut Beurteilung darunter auch die Finte) reagieren auf Lärm über 90 dB, indem sie sich vorübergehend aus dem Gebiet zurückziehen (Nedwell, et al., 2007) und somit Schäden umgehen.

Lärm und Störungen durch Baufahrzeuge werden als lokal und kurzlebig beurteilt und treten mindestens 30 km von einem Natura 2000-Gebiet entfernt auf, in dessen Ausweisungsgrundlage die Finte einbezogen ist.

Es wird beurteilt, dass Lärmauswirkungen während der Bauphase den Erhaltungszustand von Finten in Natura 2000-Gebieten nicht beeinträchtigen können.

4.4.5.2 Betriebsphase

In der Betriebsphase sind folgende mögliche Auswirkungen auf die Finte zu erwarten:

- Verändertes Nahrungshabitat (hartes Bodensubstrat auf dem Erosionsschutz)
- Lärm und Störungen durch Schiffe, die Inspektionen und Wartungsarbeiten durchführen, sowie durch Windenergieanlagen

Lebensraumveränderungen und Veränderungen im Nahrungsangebot

Der Bereich mit weichem Boden, der durch harte Böden in Form von Fundamenten und Erosionsschutz am Meeresboden ersetzt wird, ist sehr klein (bis zu 26.400 m²). In dem Gebiet gibt es bereits harten Boden in Form einiger Steine, und es wird beurteilt, dass die sehr begrenzte Hinzufügung von hartem Boden in Form von Erosionsschutz nicht zu einer signifikanten Änderung des Lebensraums führt. Wie in Abschnitt 8.7 zu Fischen beschrieben, wird hinsichtlich pelagischer Fischarten beurteilt, darunter u. a. die Finte, dass sie nicht von Änderungen der Substratart auf dem Meeresboden betroffen sind, da diese Arten und ihre Nahrungsgrundlage (Krebstiere und Fische) hauptsächlich in der Wassersäule vorkommen und nicht mit dem Meeresboden in Verbindung stehen.

Die physischen Strukturen, die das Fundament und den Erosionsschutz bilden, erhöhen die Komplexität des Meeresbodens und können schließlich als künstliches Riff fungieren, wo unter anderem erwartet wird, dass sich Makroalgen etablieren. Somit kann das Vorhandensein der Anlagen das Nahrungsangebot für eventuell vorhandene Fische erhöhen.

Auf dieser Grundlage wird beurteilt, dass Lebensraumveränderungen durch das Vorhandensein von Monopiles und Erosionsschutz während der Betriebsphase keinen Einfluss auf den Erhaltungszustand der Finte haben und keine Schäden bei dieser Art verursachen.

Unterwasserlärm und Vibrationen

Das Getriebe erzeugt Vibrationen im Turm der Offshore-Windenergieanlage, die unter Wasser typischerweise Geräusche in der Größenordnung von 80–150 dB re1 µPa bei Wellenlängen verursachen, die für Fische hörbar sind. Auch im Meeresboden verursacht der Turm Vibrationen, die jedoch nur von geringer Bedeutung sind (Bergström, et al., 2014). Darüber hinaus kann es zu Lärmbelästigungen durch Serviceboote kommen.

Lärm während der Betriebsphase hat keine negativen Auswirkungen auf das Hörvermögen der Fische (Wahlberg & Westerberg, 2005). Es ist erwiesen, dass Schallwellen von Windenergieanlagen so konstant und diffus sind, dass sich Fische an den Lärm gewöhnen (Hoffmann, Astrup, Larsen, Munch-Petersen, & Støttrup, 2000). Dies wird durch andere Studien gestützt, die zeigen, dass rund um die Fundamente von Offshore-Windenergieanlagen eine hohe Fischdichte herrscht (z. B. (Leonhard, et al., 2013; Bergström, Sundqvist, & Bergström, 2013)).

Es wird beurteilt, dass die Auswirkungen von Unterwasserlärm und Vibrationen der Anlagen während der Betriebsphase keine Schäden bei der Finte hervorrufen können und den Erhaltungszustand der Art in Natura 2000-Gebieten nicht beeinträchtigen.

4.4.5.2.1 Stilllegungsphase

Die Aktivitäten in der Stilllegungsphase werden als vergleichbar oder geringer als in der Bauphase eingeschätzt. Bspw. wird kein Einrammen von Monopiles erfolgen, was die lauteste Aktivität darstellt. Vor diesem Hintergrund wird für die Stilllegungsphase ebenso wie für die Bauphase beurteilt, dass ausgeschlossen werden kann, dass die Aktivitäten Schäden bei Finten verursachen können und dass die Aktivitäten Auswirkungen auf den Erhaltungszustand der Art in Natura 2000-Gebieten haben.

4.5 Anhang IV-Arten

In diesem Abschnitt werden die streng geschützten Anhang IV-Arten behandelt. Das Vorkommen der Arten und die möglichen Auswirkungen des Projekts auf sie werden auch in den Abschnitten zu Meeressäugtieren (8.10), Fledermäusen auf See (8.9) und Naturinteressen an Land (9.2) behandelt.

Der Schutz der Anhang IV-Arten ist in Artikel 12 der Habitatrichtlinie verankert und wird in Dänemark hauptsächlich durch die Habitatverordnung (Miljøministeriet, BEK nr 2091 af 12/11/2021) und die Artenschutzverordnung (Miljøministeriet, BEK nr 521 af 25/03/2021) umgesetzt.

Tabelle 4-12 ist eine Liste der Anhang IV-Arten in Dänemark mit Kommentaren zur allgemeinen Verbreitung in Dänemark/auf Seeland und zu ihrer Lebensweise. In der Spalte „Potenzielle Auswirkungen“ wird beurteilt, ob die Art aufgrund ihrer Verbreitung und Lebensweise potenziell von dem Projekt betroffen sein kann.

Tabelle 4-12 Überblick über die in Dänemark vorkommenden Anhang IV-Arten mit einer Beurteilung, ob das Projekt möglicherweise Auswirkungen auf sie haben könnte und ob die Art daher zwecks näherer Beschreibung relevant ist. * (Kjær, 2023) und (Arter.dk, 2023).

Anhang IV-Arten in Dänemark	Allgemeine Verbreitung/Lebensweise in Dänemark/auf Seeland*	Mögliche Auswirkungen
Alle Fledermausarten	In Dänemark gibt es 17 Fledermausarten. Mehrere der Arten wurden auf der Halbinsel Asnæs in der Nähe des Vermessungskorridors an Land erfasst. Hierbei handelt es sich um Breitflügel- und Mückenfledermäuse und Große Abendsegler. Darüber hinaus ist mit Teich- und Rauhautfledermäusen sowie Braunen Langohren zu rechnen. Fledermäuse werfen und halten sich in Bäumen, Höhlen und Gebäuden/Bauwerken auf. Sie suchen in der Luft nach Nahrung und einige Arten nutzen Hecken als Orientierungshilfe. Rauhautfledermäuse, Zweifarbfledermäuse, Leisler-Fledermäuse (nur in der Nord- und Ostsee) und Große Abendsegler sind bekannte Fernwanderer, die nachweislich auf See vorkommen. Im Zusammenhang mit den Felduntersuchungen wurden Rauhautfledermäuse, Zweifarbfledermäuse, Große Abendsegler und Mückenfledermäuse in Sprogø und den seeseitigen Anlagen nördlich von Sprogø erfasst.	Mögliche Auswirkungen
Haselmaus	Auf Seeland ist die Art in drei großen Waldgebieten verbreitet. Der nächstgelegene Lebensraum liegt südlich von Roskilde. Die Verbreitung der Art ist gut beschrieben und der Vermessungskorridor an Land umfasst keine geeigneten Lebensräume.	Nein
Birkenmaus	Nur in Jütland zu finden.	Nein
Biber	Auf Seeland ist die Art nur in Fließgewässern Nordseelands verbreitet. Es gibt keine Fließgewässer und somit keine möglichen Lebensräume in oder in der Nähe der betroffenen Gebiete auf Asnæs.	Nein
Otter	Diese Art wurde an einigen Orten auf Seeland erfasst. Allerdings gibt es in oder in der Nähe der betroffenen Gebiete auf Asnæs keine Fließgewässer oder möglichen Lebensräume.	Nein
Wolf	Nur in Jütland zu finden.	Nein
Schweinswale	Kommen im und in der Nähe des Projektgebiets und des Landungskorridors auf See vor	Mögliche Auswirkungen
Alle Walarten	Andere Walarten kommen sehr sporadisch und in geringer Zahl in dänischen Binnengewässern vor.	Nein
Schnäpel	Nur in Jütland zu finden.	Nein
Bodeneidechse	Diese Art ist in den meisten Landesteilen verbreitet. Die Art wurde bereits im Jahr 2021 auf Asnæs gefunden, das nächste Vorkommen wurde an der Küste etwa 5 km westlich des Vermessungskorridors gefunden. Diese Art wurde auch im Jahr 2023 etwa 5 km landeinwärts im Osten gefunden; unmittelbar östlich von Ugerløse.	Mögliche Auswirkungen

Anhang IV-Arten in Dänemark	Allgemeine Verbreitung/Lebensweise in Dänemark/auf Seeland*	Mögliche Auswirkungen
Kammolch	In den meisten Landesteilen verbreitet, in West- und Nordjütland jedoch nur sporadisch. Die Art kommt auf der Halbinsel Asnæs vor und wurde 2016 in unmittelbarer Nähe des Vermessungskorridors erfasst. Ein Tümpel innerhalb des Vermessungskorridors an Land ist wahrscheinlich ein Lebensraum für die Art.	Mögliche Auswirkungen
Rotbauchunke	Ist in den Küstengebieten Dänemarks weit verbreitet. Auf Seeland nur in West- und Südseeland. Die Art ist auf Asnæs gefährdet, das nächste Vorkommen wurde etwa 6 km westlich des Vermessungskorridors gefunden. Im Vermessungskorridor selbst gibt es keine Erfassungen von oder geeigneten Lebensräume für die Art.	Mögliche Auswirkungen
Knoblauchkröte	Die Art ist in Dänemark verstreut verbreitet. Der nächstgelegene Ort liegt östlich von Saltbæk Vig und der Nekselø in der Sejerø Bugt, etwa 13,5 bzw. 18 km nordöstlich des Vermessungskorridors. Innerhalb des Vermessungskorridors gibt es keine geeigneten Laichtümpel, und da Knoblauchkröten im Allgemeinen maximal 500 m und nur selten 1,2–1,4 km wandern, ist es angesichts der Entfernung zu den bekannten Laichtümpeln unwahrscheinlich, dass sie im Vermessungskorridor gefunden werden. Darüber hinaus gibt es mehrere Barrieren zwischen den erfassten Vorkommen und dem Vermessungskorridor, die eine Verbreitung verhindern, darunter z. B. zwei Hauptstraßen.	Nein
Laubfrosch	Verstreut verbreitet, so etwa in Südostjütland, auf West- und Südseeland, Lolland-Falster und Bornholm. Der nächstgelegene Lebensraum liegt an der Spitze von Asnæs, etwa 7 km westlich des Vermessungskorridors. Laubfrösche wandern normalerweise weniger als 1 km von den Laichtümpeln, können aber auch mehrere Kilometer zurücklegen. Im Vermessungskorridor gibt es keine Erfassungen von oder geeigneten Lebensräume für die Art, es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass die Art im Korridor vorkommt.	Mögliche Auswirkungen
Moorfrosch	In den meisten Landesteilen verbreitet und auch auf der Halbinsel Asnæs zu finden, der nächstgelegene Fund war etwa 7 km westlich des Kabelkorridors. Der Vermessungskorridor enthält keine Funde, zwei Tümpel sind jedoch für die Art geeignet. Die Art breitet sich in der Regel nicht weiter als einige Meter vom Laichtümpel entfernt aus, kann sich jedoch bis zu etwa 1 km weit bewegen. Da die Art auf Asnæs vorkommt und potenziell geeignete Tümpel im Vermessungskorridor gefunden wurden, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Art im Korridor vorkommt, obwohl dies aufgrund ihres Aktionsradius und aufgrund der Tatsache, dass Tümpel im Vermessungskorridor nicht von Wiesen oder Mooren umgeben sind, die die Art oft bevorzugt, als unwahrscheinlich gilt.	Mögliche Auswirkungen
Springfrosch	Die Art ist grundsätzlich im Südosten Dänemarks verbreitet. Das nächstgelegene Vorkommen gab es an der Spitze von Røsnæs, etwa 15 km Luftlinie vom Vermessungskorridor entfernt. Die Art hält sich meist nur wenige hundert Meter vom Laichtümpel entfernt auf, kann sich aber auch über mehrere Kilometer ausbreiten. (Kjær (Red.), 2023) zufolge wurden Individuen im Ausland bis zu 5-7 km von der nächsten Laichstätte entfernt gefunden. Selbst bei dieser maximalen Verbreitungsentfernung ist der Vermessungskorridor mehr als doppelt so weit von bekannten Vorkommen entfernt. Innerhalb des Vermessungskorridors gibt es keine potenziellen Lebensräume. Daher ist es unwahrscheinlich, dass sich Springfrösche im Korridor aufhalten.	Nein
Kreuzkröte	Im ganzen Land verbreitet, hauptsächlich entlang der Küste, da die Art im Brackwasser laichen kann, kommt sie aber auch an Standorten im Landesinneren vor. Von Asnæs liegt eine einzige Erfassung aus dem Jahr 2019 etwa 3,8 km westlich des Vermessungskorridors vor. Im Vermessungskorridor wurden keine Individuen erfasst, es gibt jedoch ein Tümpel, der potenziell ein Lebensraum für Kreuzkröten sein könnte. In Dänemark beträgt die Verbreitungsfähigkeit der Kreuzkröten normalerweise einige Kilometer, bei manchen Individuen kann sie jedoch auch etwa 13 km betragen. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, dass Kreuzkröten im Vermessungskorridor vorkommen.	Mögliche Auswirkungen
Wechselkröte	Im Osten des Landes weit verbreitet. Kommt auch auf der Halbinsel Asnæs vor, wobei das nächste Vorkommen etwa 7 km westlich des Vermessungskorridors erfasst wurde. Die Art verbreitet sich normalerweise	Mögliche Auswirkungen

Anhang IV-Arten in Dänemark	Allgemeine Verbreitung/Lebensweise in Dänemark/auf Seeland*	Mögliche Auswirkungen
	bis etwa 3 km vom Laichtümpel entfernt, die maximale Entfernung beträgt jedoch wahrscheinlich weitere 1–2 km. Im Vermessungskorridor gibt es keine Erfassungen von oder geeigneten Lebensräume für die Art, und aufgrund des Verbreitungsgebiets der Art ist es weniger wahrscheinlich, dass sie im Vermessungskorridor vorkommt, dies kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.	
Breitrand	Kommt in Seen mit sauberem Wasser vor, hauptsächlich auf Bornholm, aber auch in Jütland sowie auf Ost- und Südseeland. Im Vermessungskorridor gibt es keine derartigen Seen und damit auch keine potenziellen Lebensräume.	Nein
Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer	Gefunden in Seen mit sauberem Wasser. Kommt selten, jedoch in allen Teilen des Landes vor. Im Vermessungskorridor gibt es keine potenziell geeigneten Lebensräume.	Nein
Eremit	Selten und nur in sehr alten Laubwäldern zu finden. Das nächste Vorkommen wurde bei Sorø auf Mittelseeland gefunden. Auf der Halbinsel Asnæs gibt es keine sehr alten Laubwälder und somit keine potenziellen Lebensräume.	Nein
Quendel-Ameisenbläuling	Kommt nur auf Møn vor.	Nein
Großer Feuerfalter	Seit 1955 nicht mehr als sich in Dänemark fortpflanzende Art erfasst.	Nein
Nachtkerzenschwärmer	Der Nachtkerzenschwärmer kommt auf Lolland, Falster und Seeland vor. Er ernährt sich von Nachtkerze und (Schmalblättrigem) Weidenröschen. Das nächste Vorkommen wurde westlich von Saltbæk Vig, etwa 9 km nordöstlich des Vermessungskorridors gefunden.	Nein
Schwarzer Apollo	Die Art ist in Dänemark seit 1961 nicht mehr erfasst. Die Wahrscheinlichkeit, dass er wieder einwandert, wird als gering beurteilt.	Nein
Wald-Wiesenvögelchen	Die Art ist in Dänemark seit 1981 nicht mehr erfasst. Die Wahrscheinlichkeit, dass er wieder einwandert, wird als gering beurteilt.	Nein
Grüne Mosaikjungfer	Die Art ist in den meisten Landesteilen in Seen verbreitet, wo sie ihre Eier auf der Krebssschere legt, sie nutzt jedoch auch andere Pflanzen wie die Gelbe Seerose und die Zwergseerose. Es gibt keine potenziell geeigneten Seen im Vermessungskorridor und die Art wurde bisher noch nicht auf Asnæs gefunden. Der nächste Fund liegt östlich von Saltbæk Vig, etwa 15 km nordöstlich des Kabelkorridors.	Nein
Große Moosjungfer	Die Art kommt an sonnigen Seen in Wäldern vor. Laichende Individuen wurden auf Falster, Møn und Nordseeland erfasst. Es gibt keine potenziell geeigneten Seen im Vermessungskorridor und die Art wurde bisher noch nicht auf Asnæs gefunden.	Nein
Grüne Flussjungfer	Lebt in größeren Flussläufen in Jütland, auf Seeland wurde ein einzelnes Vorkommen in Suså erfasst. Im Vermessungskorridor gibt es keine potenziell geeigneten Lebensräume und die Art wurde bisher noch nicht auf Asnæs gefunden.	Nein
Einfacher Rautenfarn	Wurde auf Seeland nur in Saltbæk Vig beobachtet.	Nein
Luronium	Luronium kommt nur in Westjütland rund um den Ringkøbing Fjord und den Nissum Fjord in Bächen und Seen vor. Es gibt jedoch eine einzige Erfassung aus Odsherred aus dem Jahr 2004. Im Vermessungskorridor gibt es keine potenziell geeigneten Wachstumsorte und die Art wurde bisher noch nicht auf Asnæs gefunden.	Nein
Biegsames Nixenkraut	Das Biegsame Nixenkraut wurde nur in zwei Seen in Dänemark gefunden: Im Filsø in Südwestjütland und im Nors Sø in Thy. Jetzt wahrscheinlich nur noch im Nors Sø. Aufgrund der Verbreitung der Art werden Auswirkungen ausgeschlossen. Darüber hinaus gibt es auf der Halbinsel Asnæs keine potenziell geeigneten Wachstumsorte.	Nein
Gelber Frauenschuh	Die Art war in Dänemark schon immer sehr selten und kommt heute nur noch an zwei Orten vor, beide im Himmerland.	Nein
Glanzkräut	Heutzutage kommt das Glanzkräut nur noch an wenigen Orten in Ostjütland, auf Fünen und auf Seeland vor. Der nächstgelegene Fundort ist Saltbæk Vig, etwa 10 km nordöstlich des Vermessungskorridors. Die Art ist in den botanischen Untersuchungen nicht erfasst und in den betroffenen Gebieten gibt es keine geeigneten Wachstumsorte.	Nein
Moor-Steinbrech	Nur an wenigen Orten in Mittel- und Nordjütland zu finden.	Nein

Anhang IV-Arten in Dänemark	Allgemeine Verbreitung/Lebensweise in Dänemark/auf Seeland*	Mögliche Auswirkungen
Kriechender Sellerie	Der Kriechende Sellerie ist nur von zwei dänischen Fundorten bekannt, beide auf Fünen. 1998 an einem Ort wiederentdeckt, seitdem jedoch nicht mehr vorgefunden.	Nein

Die Anhang IV-Arten, die möglicherweise vom Meeresteil des Projekts betroffen sein können, sind Fledermäuse und Schweinswale, während der Landteil des Projekts möglicherweise Fledermäuse sowie Feldeidechsen, Kammolche, Rotbauchunken, Laubfrösche, Moorfrösche, Kreuzkröten und Wechselkröten beeinträchtigen kann.

4.5.1 Anhang IV-Arten auf See

4.5.1.1 Fledermäuse

Alle Fledermausarten fallen unter Anhang IV der Habitatrichtlinie, darunter auch die 17 in Dänemark vorkommenden Arten. Die Arten, die als relevant eingestuft werden, sind Mücken-, Rauhaut-, Breitflügel-, Teich- und Zweifarbfledermaus sowie Großer Abendsegler, da andere Arten im Meer bei der Jammerland-Bucht nicht vorkommen. Rauhautfledermäuse, Zweifarbfledermäuse und Große Abendsegler sind bekannte Fernwanderer, die über das Meer ziehen. Mückenfledermäuse, Breitflügel-Fledermäuse und Wasserfledermäuse sind keine echten Wanderer, können aber über dem Meer nach Insekten suchen. Von den genannten Arten wurden im Zusammenhang mit den Felduntersuchungen Große Abendsegler sowie Rauhaut-, Mücken- und Zweifarbfledermäuse auf See (bei Sprogø und den Anlagen nördlich von Sprogø) erfasst (WSP, 2024). Der Erhaltungszustand aller Arten im östlichen (kontinentalen) Teil Dänemarks ist günstig (DCE Aarhus Universität, 2023).

Auf See besteht die einzige potenzielle Auswirkung auf Fledermäuse darin, dass Fledermäuse bei der Nahrungssuche oder Wanderung mit den Anlagen kollidieren, wenn diese errichtet und in Betrieb sind. Eine Auswirkung während der Bauphase oder der Stilllegungsphase gilt als ausgeschlossen, da die Rotorblätter zu diesen Zeitpunkten stillstehen und somit keine Gefahr für Fledermäuse besteht. Auf See gibt es für Fledermäuse keine Wurf- und Rastplätze, so dass Schäden bei den Arten ausgeschlossen werden können.

Fledermäuse auf dem Meer werden im Abschnitt 8.9 „Fledermäuse“ und im Hintergrundbericht „Fledermauskartierung“ ausführlicher beschrieben, auf den hier verwiesen wird.

Felduntersuchungen von Fledermäusen im Jahr 2021 zeigten, dass es zwei potenzielle Zugkorridore über den nördlichen Großen Belt gibt. Zwischen Reersø auf Seeland und Stavreshoved auf Fünen im Frühling und Herbst (Große Abendsegler, Rauhaut- und Mückenfledermäuse) und entlang der Brücke über den Großen Belt im Herbst (gleiche Arten sowie Zweifarbfledermäuse).

Beide potenziellen Zugkorridore liegen südlich des Projektgebiets. Demnach werden keine Windenergieanlagen in potenziellen Zugkorridoren für Fledermäuse platziert. Auf dieser Grundlage wird beurteilt, dass eine vorsätzliche Tötung (und Störung) ziehender Fledermäuse durch Kollision mit den Rotorblättern oder ein Barotrauma durch den Luftstrom um die Blätter ausgeschlossen werden kann.

Frühere Untersuchungen an Fledermäusen zeigen, dass Fledermäuse weit draußen auf dem Meer nach Nahrung suchen können (Ahlén I. B., 2009). Aus vielen Untersuchungen ist bekannt, dass Insekten zu

bestimmten Jahreszeiten und unter bestimmten Wetterbedingungen von den Rotorblättern und Türmen der Windenergieanlagen angezogen werden können und sich daher bei den richtigen Wetterbedingungen viele Insekten um Windenergieanlagen ansammeln können, die Fledermäusen Nahrung bieten (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009). Die Ansammlung von Insekten ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Teile der Windenergieanlagen tagsüber erhitzt werden und nachts Wärme abstrahlen, und dass diese Wärme Insekten anzieht. Das Phänomen tritt nur bei geringen Windgeschwindigkeiten (unter 5–6 m/Sek.) auf, da die Insekten bei höheren Windgeschwindigkeiten von den Windenergieanlagen wegdriften. Das Phänomen tritt sowohl bei Onshore-Windenergieanlagen als auch bei küstennahen Offshore-Windenergieanlagen sowie bei weiter vor der Küste gelegenen Offshore-Windenergieanlagen auf, die im Zugkorridor liegen, und ist im Spätsommer (August) am stärksten verbreitet. (Ahlén, Bach, Baagøe, & Pettersson, 2007) (Ahlén I. B., 2009).

Vorläufige, unveröffentlichte Daten des Offshore-Windparks Kriegers Flak deuten darauf hin, dass fouragierende Fledermäuse auf See vor allem im Spätsommer und fast ausschließlich in Nächten mit völlig ruhigem Wetter vorkommen (Christensen & Hansen, 2023). Dies ist vermutlich der Fall, da diese Wetterbedingungen den insektenfressenden Fledermäusen gute Möglichkeiten zur Nahrungssuche bieten. Die Felduntersuchungen im Jahr 2021 (siehe Hintergrundbericht „Fledermauskartierung“ (WSP, 2024)) um Windenergieanlagen im Großen Belt (bestehende Windenergieanlagen nördlich von Sprogø, etwa 20 km vom Projektgebiet für den küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht entfernt) zeigen, dass fouragierende Fledermäuse an Offshore-Windenergieanlagen im Großen Belt nur in begrenztem Umfang und vor allem bei niedrigen Windgeschwindigkeiten erfasst werden.

Der küstennahe Offshore-Windpark Jammerland-Bucht wird mindestens 6 km von der Küste entfernt liegen und es ist möglich, dass einige Mücken-, Rohhaut-, Breitflügel-, Wasser- oder Zweifarbfledermäuse oder Große Abendsegler insbesondere im Spätsommer in warmen und ruhigen Nächten von der Küste aus fliegen, um über dem offenen Meer und rund um die Anlagen nach Nahrung zu suchen. Es wird beurteilt, dass dies nur selten passieren wird, wie rund um die Anlagen nördlich von Sprogø zu erkennen ist, und dass es in Nächten mit geringer Windgeschwindigkeit und warmen Temperaturen nur wenige futtersuchende Individuen geben wird. Das Risiko, dass einzelne Fledermäuse mit den Rotorblättern kollidieren, wird als gering und ohne Bedeutung für die Bestände der betreffenden Arten eingeschätzt.

Es wird beurteilt, dass eine vorsätzliche Tötung von Fledermäusen aufgrund des Standorts von Windenergieanlagen in der Jammerland-Bucht, die außerhalb der Zugkorridore und mindestens 6 km von der Küste (und damit mindestens 6 km vom nächsten Rast- oder Brutplatz) entfernt liegt, ausgeschlossen werden kann.

4.5.1.2 Schweinswale

Der Große Belt ist der wichtigste Korridor für ziehende Tiere zwischen den nördlichen und südlichen dänischen Gewässern. Das Projektgebiet ist nicht als Gebiet mit hoher Populationsdichte ausgewiesen (Sveegaard, Nabe-Nielsen, & Teilmann, 2018) und scheint für den Bestand im Zeitraum 2007–2016 von geringerer Bedeutung als im Zeitraum 1997–2006 gewesen zu sein. Im Rahmen von SCANS-IV wurden im Juni/Juli 2022 Schweinswale im und um das Projektgebiet durch Flugzählungen erfasst (Sveegaard S. , 2022). Im Zusammenhang mit Flugzählungen, die 2014 und 2015 (Orbicon, 2018a) für den küstennahen Offshore-Windpark Jammerland-Bucht durchgeführt wurden, wurden im gesamten Untersuchungsgebiet 76 Individuen (6 Schweinswale innerhalb des Projektgebiets Offshore-Windpark selbst und 70 Individuen außerhalb des Projektgebiets) erfasst. Bei den 22 durchgeführten Flugzählungen im Zeitraum 2020–2022 wurden insgesamt 39 Schweinswale erfasst, wobei die größte Zahl im Juli und November 2021 (8 Schweinswale) und die zweitgrößte Zahl im März

2022 (5 Schweinswale) verzeichnet wurde. Von den 8 Schweinswalen, die im Juli 2021 beobachtet wurden, war nur einer im Projektgebiet registriert (siehe Abschnitt 8.10 und den Hintergrundbericht Aerial Survey Report Jammerland). (BioConsult SH, 2023).

Die Anzahl der beobachteten Tiere ist nicht groß genug, um Dichteberechnungen durchzuführen. Daher wurden Daten aus den Jahren 2012, 2016, 2020 und 2022 aus SCANS- und MiniSCANS-Untersuchungen verwendet. (Viquerat et al., 2014; Unger, et al., 2021; Gilles, et al., 2023; Hammond et al., 2021).

Im Projektgebiet Jammerland-Bucht wurden auch bei den Felduntersuchungen in den Jahren 2014 und 2015 (Orbicon, 2018a) oder 2020–2022 (BioConsult SH, 2023) oder im Zusammenhang mit den nationalen Zählungen ab 2020 (Unger, et al., 2021) keine besonderen Brutgebiete oder Kälber festgestellt. Im Projektgebiet wurden relativ wenige Schweinswale beobachtet und es gibt keine Hinweise darauf, dass das Projektgebiet im Vergleich zu den umliegenden Gewässern für Schweinswale von größerer Bedeutung ist.

Während der Bauphase können Schweinswale durch Lärm durch das Einrammen von Monopiles beeinträchtigt werden. Beim Einrammen von Monopiles wird ein doppelter Blasenschleier oder eine ähnliche lärmindernde Maßnahme verwendet. Das Einrammen findet nicht in der für Schweinswale am stärksten gefährdeten Zeit von Mai bis August statt.

Aufgrund der Tatsache, dass das Projektgebiet kein nennenswertes Gebiet für Schweinswale ist, der Lärm durch einen doppelten Blasenschleier (oder eine ähnliche Maßnahme) gedämpft wird und das Einrammen im Zeitraum Mai bis August vermieden wird, kann eine vorsätzliche Belästigung (sowie vorsätzliche Tötung) von Schweinswalen ausgeschlossen werden. Während der Betriebsphase können die Anlagen Schweinswale anlocken (siehe weiter unten), und es liegen keine Erkenntnisse darüber vor, dass elektromagnetische Felder zu Strandungen führen oder die Orientierung von Schweinswalen beeinflussen können (siehe Abschnitt 8.10), weshalb eine vorsätzliche Tötung in der Betriebsphase ausgeschlossen werden kann.

Während der Bauphase kommt es zu Sedimentaustritt durch das Einpflegen von Kabeln, die Errichtung von Monopiles, den Einsatz von Hubschiffen, das Ankern und den Ausfluss von bentonithaltigem Bohrschlamm in die Meeresumwelt an der Stelle, an der die kontrollierte Unterbohrung endet (sofern Alternative A bei der Anlandung des Seekabels gewählt wird). Die Auswirkungen werden als lokal, reversibel und verglichen mit den natürlich vorkommenden Schwankungen als minimal eingeschätzt (siehe Abschnitt 8.2 „Bodentopographie und Sediment“ und 8.5 „Wasserqualität“). Es wird auch beurteilt, dass der im Rahmen der Bautätigkeiten entstehende Sedimentaustritt nur geringe Auswirkungen auf die benthische Fauna (Abschnitt 8.6) und Fische (Abschnitt 8.7) haben und das Nahrungsangebot für Meeressäugetiere in Form von benthischen Tieren und Fischen in dem Gebiet daher nicht wesentlich beeinträchtigt wird.

Auf Grundlage der vorstehenden Ausführungen wird beurteilt, dass der Sedimentaustritt im Rahmen des Projekts keine Schäden an Wurf- oder Rastplätzen für Schweinswale darstellen kann. Es wird beurteilt, dass der Sedimentaustritt nicht zu einer vorsätzlichen Tötung oder vorsätzlichen Störung von Schweinswalen führen kann.

Es wird beurteilt, dass Lebensraumveränderungen während der Betriebsphase durch das Vorhandensein von Monopiles und dem damit verbundenen Erosionsschutz keine negativen Auswirkungen auf Schweinswale haben. Z. B. haben Untersuchungen vor und nach dem Bau eines 27 km² großen Windparks (Egmond aan Zee) im südlichen Teil der Nordsee vor den Niederlanden gezeigt, dass sich mehrere Schweinswale lieber im Park aufhalten als davor. Den Autoren zufolge kann der Anstieg der Tierzahl in Egmond aan Zee wahrscheinlich unter anderem auf ein größeres Nahrungsangebot infolge des „Riff-Effekts“ der Anlagen und möglicherweise auf ein Fischereiverbot innerhalb der Grenzen des Windparks zurückzuführen sein, was zu einer ungestörteren

Meeresumwelt mit mehr Fischarten führt (Schwemmer, Mendel, Sonntag, Dierschke, & Garthe, 2011). Es gibt jedoch auch ein Beispiel dafür, dass Schweinswale nach dem Bau eines Offshore-Windparks in geringerer Zahl beobachtet wurden. Allerdings ist unklar, ob die geringeren Schweinswale auf die Anwesenheit des Offshore-Windparks zurückzuführen sind (Tougaard J. , 2014). Auf dieser Grundlage wird beurteilt, dass der Betrieb von Offshore-Windparks weder positive noch negative Auswirkungen auf Schweinswale hat.

Auf der Grundlage des oben genannten Gutachtens können Schäden an Wurf- und Rastplätzen von Schweinswalen während der Betriebsphase ebenso ausgeschlossen werden wie eine vorsätzliche Tötung oder vorsätzliche Störung.
eines guten Umweltzustands in der Ostsee für die Artenvielfalt.

5 REFERENZEN

- Ahlén, I. B. (2009). Behavior of scandinavian bats during migration and foraging at sea. . *Journal of Mammalogy* , s. 90 (6): 1318-1323.
- Ahlén, I., Bach, L., Baagøe, H., & Pettersson, J. (2007). *Bats and Offshore Wind Turbines Studied in Southern Scandinavia*. Hentet fra Tethys: <https://tethys.pnnl.gov/publications/bats-offshore-wind-turbines-studied-southern-scandinavia>
- Alheit, J. (1987). Variation of batch fecundity af sprat, *Sprattus sprattus*, during spawn-ing season. *ICES CM 1987/H:44*. ICES CM.
- Amezcuca, F., & Nash, R. (2001). Distribution of the order Pleuronectiformes in relation to the sediment type in the North Irish Sea. *45(3-4)*, 293-301. *Journal of Sea Research*.
- Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L., . . . Wikström, A. (2016). Underlag för reglering av undervattensljud vid pålning. *RAPPORT 6723*. Naturvårdsverket.
- Andreasen. (2017). *Diet composition and food consumption rate of harbor porpoises (Phocoena phocoena) in the western Baltic Sea*. *Marine Mammal Science*.
- Andrulewicz, E., Napierska, D., & Otremba, Z. (2003). The environmental effects of the installation and functioning of the submarine SwePol Link HVDC transmission line: a case study of the Polish Marine Area of the Baltic Sea. *49*, 337-345. *Journal of Sea Research*.
- Aqtesolv. (2023). *Representative values of hydraulic properties*. Hentet fra http://www.aqtesolv.com/aquifer-tests/aquifer_properties.htm
- Arbejdstilsynet. (2023). *Arbejde i forurennet jord*. Hentet fra Sikkerheds- og sundhedsmæssigt forsvarligt arbejde i forurennet jord. AT vejledning: <https://at.dk/regler/at-vejledninger/arbejde-forurennet-jord-d-2-23/>
- Arnett, E. B., Baerwald, E. F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodríguez-Durán, A., Rydell, J., . . . Voigt, C. C. (2015). Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. I C. C. Voigt, & T. Kingston, *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, Cham. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-319-25220-9_11
- Arter.dk. (2023). *Dataudtræk fra Arter.dk per 1. juni 2023*. Hentet fra Arter.dk.
- Baggøe, & Jensen. (2007). *Dansk Pattedyratlas*. København: Gyldendal.
- Band. (2000). *Windfarms and birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action*. Guidance, Scottish Natural Heritage.
- Band, W. (2012). Using a collision model to assess bird collision risks for offshore windfarms. *Project SOSS-02*. BTO & The Crown Estate. Hentet fra <http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Band, W. (2012). *Using a collision model to assess bird collision risks for offshore windfarms*. BTO & The Crown Estate. Hentet fra <http://www.bto.org/science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Band, W., Madders, M., & Whitfield, D. (2007). Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. I M. de Lucas, G. Janss, & M. Ferrer, *Birds and Wind Farms. Risk assessment and mitigation* (s. 259-275). Madrid: Quercus.
- Bas, A., Christiansen, F., Öztürk, A., Öztürk, B., & McIntosh, C. (2017). The effects of marine traffic on the behaviour of BlackSea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLoS One*, *12*(3). doi:10.1371/journal.pone.0172970
- Bat Conservation Trust. (2010). *Noctule bat. SE11 5RD*. London: Bat Conservation Trust.
- Bauer, R., Stepputis, D., Storr-Paulsen, M., Weigelt, R., & Hammer, C. (2010). Estimating abundances of 0-group western Baltic cod by using pound net fisheries. *57*, 1-11. *Informationen aus der Fischereiforschung*.

- Baumann, H., Peck, M., Götze, H.-E., & Temming, A. (2007). Starving early juvenile sprat *Sprattus sprattus* (L.) in western Baltic coastal waters: evidence from combined field and laboratory observations in August and September 2003. *Journal of Fish Biology*, 70, s. 853-866.
- Berg, & Bregnballe. (2020). Forårstrækket af Ederfugle gennem Femern Bælt 2009–19: Trækkets forløb og udviklingen i antal og kønssammensætning (Spring migration of Common Eider *Somateria mollissima* through Fehmarn Belt: Timing of migration and changes in numbers and sex ratio). 133, 42-55. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Capetillo, N., & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife – a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters*, 9.
- Bergström, L., Sundqvist, F., & Bergström, U. (2013). Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, s. 199-210.
- BiGGAR Economics. (2017). Wind Farms and Tourism Trends in Scotland. *A Research Report*.
- BioConsult SH. (2023). Aerial Survey Report Jammerland. Resting birds and marine mammals. *Final Report September 2020 - May 2022*.
- Bird Life International. (02. 09 2022a). *IUCN Red List for birds*. Hentet fra Bird Life International: <https://www.birdlife.org/>
- Bird Life International. (03. 08 2022b). *Species factsheet: Uria aalge*. Hentet fra Bird Life International: <https://www.birdlife.org/>
- Bischoff, A., Marcussen, J., & Reiten, T. (2007). Friluftsliv og helse - En kunnskapsoversikt. Institutt for idrett og friluftslivsfag.
- Bjørge, A., & Tolley, K. A. (2009). Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*). *Encyclopedia of Marine Mammals (2nd Edition)*, 530-533. B. W. William F. Perrin.
- Bjørgesæter, A. U. (2004). Geographic variation and acoustic structure of the underwater vocalization of harbor seal (*Phoca vitulina*) in Norway, Sweden and Scotland. *Journal of the Acoustical Society of America*, s. 2459-2468.
- Bleil, M., & Oeberst, R. (2004). Comparison of spawning activities in the mixing area of both the Baltic cod stocks, Arkona Sea (ICES subdivisions 24), and the adjacent areas in the recent years. *ICES Document CM 2004/L: 08*. Copenhagen: ICES.
- Bochert, R., & Zettler, M. (2006). Effect of electromagnetic fields on marine organisms. I J.Koller, J. Koppel, & W. Peters, *Offshore Wind Energy*. Berlin: Springer Verlag.
- Bolig og planstyrelsen. (2022). *Planinfo*. Hentet fra Plandata.dk: <https://planinfo.erhvervsstyrelsen.dk/plandatadk>
- Boness, D., Bowen, W. D., Buhleier, B. M., & Marshall, G. J. (2006). Mating tactics and mating system of an aquatic-mating pinniped: The harbor seal, *Phoca vitulina*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 119-130.
- Brandt, M. J., Dragon, A.-C., Diederichs, A., Bellmann, M. A., Wahl, V., Piper, W., . . . Nehls, G. (2018). Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *MEPS 596:213-232*. doi:<https://doi.org/10.3354/meps12560>
- Brandt, M., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R., & Nehls, G. (2011). Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. 421, 205-216. *Marine Ecology Progress Series*. doi:10.3354/meps08888
- Brown, C. (2005). Report of helicopter SAR trials undertaken with Royal Air Force Valley 'C' Flight 22 Squadron on March 22nd 2005. Maritime and Coastguard Agency.

- BSH. (2013). *Standard: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergie Standard: Untersuchung der Auswirkungen von Offshore-Windenergieanlagen auf die Meeresumwelt (StUK4)*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg & Rostock.
- BTO. (2014). Flight heights spreadsheet (2014 update). Hentet fra <https://www.bto.org/our-science/wetland-and-marine/soss/projects>
- BTO. (2023). Hentet fra SOSS-02: A review of methods to estimate the risk of bird collisions with offshore wind farms: <https://www.bto.org/our-science/wetland-and-marine/soss/projects>
- Burns, A. (2009). Harbor Seal and Spotted Seal, *Phoca vitulina* s and *P. largha*. *Encyclopedia of Marine Mammals (2nd edition)*, 533-542.
- BWEA. (2007). Investigation of Technical and Operational Effects on Marine Radar Close to Kentish Flats Offshore Wind Farm. British Wind Energy Association (BWEA).
- By- Land- og Kirkeministeriet. (2019). *Bekendtgørelse om planlægning for og tilladelse til opstilling af vindmøller*. Hentet fra Retsinformation: <https://www.retsinformation.dk/eli/ta/2019/923>
- Baagøe, H. J., & Jensen, T. S. (2007). *Dansk Pattedyr atlas*. Gyldendal.
- Carlson, T., Hastings, M., & Popper, A. N. (2007). MEMORANDUM - Update on recommendations for Revised Interim Sound Exposure Criteria for Fish during Pile Driving Activities. Department of Transportation (California and Wasington).
- CEDA / IADC. (2018). *Dredging for Sustainable Infrastructure*. Den Hague.
- Christensen & Hansen. (2023). *Energistyrelsen*. Hentet fra Flagermus og Havvind: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindmoller_hav/flagermus_og_havvindmoeller_februar_2023.pdf
- Christensen, J., Hansen, H., Rasmussen, P., Nyegaard, T., Eskildsen, D., Clausen, P., . . . Bregnballe, T. (2022). *Systematisk oversigt over Danmarks fugle 1800-2019*. Dansk Ornitologisk Forening.
- Clausen, P., Petersen, I., Bregnballe, T., & Nielsen, R. (2019). *Trækfuglebestande i de danske fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR148.pdf>
- Cook, A., Johnston, A. W., & Burton, N. (2012). A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms. Strategic Ornithological Support Services. *Project SOSS-02. BTO Research Report No. 618*. Thetford, UK: British Trust for Ornithology.
- COWI. (2014). Ballen Færgehavn, Modellering- og kysthydraulik, Strømmodellering- og sedimentspredningsrapport.
- COWI. (2021). Analyse af ederfugls mulige tilvænning til havvindmøller. Rapport fra COWI A/S til Omø South Nearshore A/S.
- Crichton, & Petrie. (2015). Health complaints and wind turbines: The efficacy of explaining the nocebo response to reduce symptom reporting. *Environmental Research*, 140, s. 449-455.
- CAA. (2013). CAA Policy and Guidelines on Wind Turbines - CAP 764. Hentet fra <https://publicapps.caa.co.uk/modalapplication.aspx?catid=1&appid=11&mode=detail&id=5609>
- Danmarks havplan. (2023). *Danmarks Havplan*. Hentet fra Danmarks Havplan: <https://havplan.dk/da/page/info>
- Danmarks Miljøportal. (2023a). *Miljødata - Marin Vandkemi*. Hentet fra <https://miljoedata.miljoportal.dk/>
- Danmarks Miljøportal. (2023b). Hentet fra Danmarks Arealinformation (miljoportal.dk). Fra april 2023: Danmarks Arealinformation - en del af Danmarks Miljøportal (miljoportal.dk).
- Danmarks Statistik. (04. 10 2020). Drivhus: Drivhisgasregnskab (i CO2-ækvivalenter) efter branche og emissopnstype. *Statistikbanken*.
- Danmarks statistik. (2022). *Kommunedetajler - Kalundborg kommune*. Hentet fra Danmarks statistik: <https://www.dst.dk/da/Statistik/kommunekort/kommunefakta/kommune?kom=326>
- Danmarks Statistik. (2023). *Klima*. Hentet fra Danmarks Statistik: <https://www.dst.dk/da/Statistik/temaer/klima>

- Dansk Scanner information. (2015). *Navigation, radar og satellitter*. Hentet fra Dansk Scanner information: <http://www.dkscan.dk/wrap.php?9>
- DCE & Miljø- og Fødevarerministeriet. (2021). *Overfladevandsdatabasen ODA*. Hentet fra Overfladevandsdatabasen ODA: <https://odaforalle.au.dk/main.aspx>
- DCE. (2018). Zink og kobber i vandmiljøet. Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning. DCE - Nationalt center for miljø og energi.
- DCE. (2023). *Iltsvind i danske farvande*. Århus: DCE.
- DCE Aarhus Universitet. (2023). *Arter 2021*. Hentet fra Novana: <https://novana.au.dk/arter-2021>
- Dehnhardt, G., Mauck, B., Hanke, W., & Bleckmann, H. (2001). Hydrodynamic Trail-Following in Harbor Seals (*Phoca vitulina*). *6(293)*, 102-104. *Science*. doi:10.1126/science.1060514
- DFPO & DPPO. (2020). *Fiskeri i tal 2020. TAC og kvoter 2020 og statistik om dansk erhvervsfiskeri*. Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation & Danmarks Pelagiske Producentorganisation.
- DHI. (2000). VVM redegørelse for planlagte sandindvindingsområder på Vestkysten. Kystinspektoret.
- DHI. (2007). Rødsand 2. Waves and Sediment Transport – The Effect of Wind Turbines on Nearshore Waves.
- DHI. (2008a). Havmøller ved Sprogø. Hydrografiske forhold og vandkvalitet. Bidrag til VVM-redegørelse. Udarbejdet for Sund og Bælt.
- DHI. (2008b). Havvindmøller ved Sprogø. Fisk og fiskeri. Bidrag til VVM-redegørelse. Hørsholm: Sund & Bælt.
- DHI. (2013). Coastal Offshore Wind Farms in Danish Waters. Desk Study of Metocean Conditions. Site: Sejerø Bugt. Udarbejdet for Energinet.
- DHI. (2021a). *Risikovurdering af boremudderprodukter*.
- DHI. (2021b). *Sammendrag af risikovurderingen af boremudderprodukter, Baltic Pipe Gasprojekt. Rapport. Supplerende risikovurdering af boremudderprodukter*.
- Diederichs, A., Nehls, G., & Petersen, I. (2022). Flugzeugzählungen zur großflächigen Erfassung von Seevögeln und marinen Säugern als Grundlage für Umweltverträglichkeitsstudien im Offshorebereich. *23*, 38-46. Seevögel.
- Diertz, C. H. (2007). *Bats of Britain, Europe and Northwest Africa*. A & C Black Publishers Ltd.
- Dietz et al. (2003). Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National environmental Research Institute Technical Report No. 429: 44 pp.
- Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Riget, F., Schack, H., . . . Thomsen, F. (2015). Marine Mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak Offshore Wind Farm. Energinet.dk.
- DinGeo. (2023a). *KALUNDBORG C. renseanlæg*. Hentet fra www.dingeo.dk: <https://www.dingeo.dk/renseanlaeg/185160>
- DinGeo. (2023b). *Årbyhus KURSUSCENTER renseanlæg*. Hentet fra www.dingeo.dk: <https://www.dingeo.dk/renseanlaeg/185225>
- DNV. (2023). Jammerland Bay Nearshore Navigational Risk Assessment. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- DOF-basen. (2021). *Dataudtræk per. 30.12.2021*. Hentet fra DOF-basen: <https://dofbasen.dk/>
- Drachmann, J. W. (2021). Pink-footed Goose and Common Crane exhibit high levels of collision avoidance at a Danish onshore wind farm. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.*, 253-271.
- DTU Vindenergi. (2012). Influence on surfers wind conditions east of the new Hanstholm Harbour\Wind turbine project. DTU.
- Durinck, J., Skov, H., Jensen, F. P., & Pihl, S. (1994). Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. *Report to the European Commission*. Ornith Consult Ltd.

- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., . . . Siebert, U. (2013). Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *8. Environmental Research Letters*. doi:10.1088/1748-9326/8/2/025002
- Ebeling, A., Wippermann, D., Zimmermann, T., Klein, O., Kirchgeorg, T., Weinberg, I., . . . Pröfrock, D. (194 (A) 2023). Investigation of potential metal emissions from galvanic anodes in offshore wind farms into North Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, s. 115396.
- ECHA. (2008). *Voluntary risk assessment reports - Copper and Copper Compounds*. Hentet fra ECHA: <https://echa.europa.eu/da/copper-voluntary-risk-assessment-reports>
- Eero, M. V.-P. (2012). Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *5(6)*, 486-492. *Conservation Letters*.
- Eigaard, O., Bastardie, f., Breen, M., Dinesen, G., Hintzen, N., Laffargue, P., . . . Rijnsdorp, A. (73 (suppl. 1) 2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, s. 27-43.
- Elbranchens Magnetfeltudvalg. (2013). *Vejledning - forvaltning af forsigtighedsprincip ved miljøscreening, planlægning og byggesagsbehandling*. Energinet.
- Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A., . . . Sigsgaard, T. (2023). LUFTKVALITET 2021 - Status for den nationale luftkvalitetsovervågning i Danmark. *Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi(533)*, 148. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR533.pdf>
- Ellermaa, M., & Lindén, A. (2020). Autumn migration in cape Põõsaspea in 2019.
- Elmeros, M., Søgaard, B., Wind, P., & Ejernæs., R. (2021). Kriterier for gunstig bevaringsstatus for udvalgte arter omfattet af EF-habitatdirektivet. *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 21*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- EMODnet. (2023a). *EMODnet Map Viewer*. Hentet fra EMODnet: <https://www.emodnet-geology.eu/map-viewer/>
- EMODnet. (2023b). *EMODnet Humanactivities*. Hentet fra EMODnet: <https://www.emodnet-humanactivities.eu/view-data.php>
- Energinet.dk. (2015). *Vesterhav Nord Havmøllepark. VVM-redegørelse-baggrundsrapport. Radar og radiokæder*.
- Energistyrelsen. (2007). Fremtidens havvindmølleplaceringer 2025 – en vurdering af de visuelle forhold ved opstilling af store vindmøller på havet. Udarbejdet af Birk Nielsen – landskabsarkitekter, for Energistyrelsen.
- Energistyrelsen. (2014). Havmøllepark Horns Rev 3, VVM redegørelse og miljørapport.
- Energistyrelsen. (2018). *8. runde modeltilladelse*. København: Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet.
- Energistyrelsen. (Maj 2022a). Guidelines for underwater noise, Prognosis for EIA and SEA assessments. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/guidelines_for_underwater_noise._prognosis_for_eia_and_sea_assessments_energistyrelsen_maj_2022.pdf
- Energistyrelsen. (2022b). *Energistyrelsens frekvensregister*. Hentet fra Frekvensregisteret: <https://frekvensregister.ens.dk/Search/Search.aspx>
- Energistyrelsen. (2022c). Afgrænsningsudtalelse for Jammerland Bugt Kystnære. Center for vedvarende energi.
- Energistyrelsen. (2023). Guideline for underwater noise. Installation of impact or vibratory driven piles.
- Energistyrelsen. (2024). *Miljøvurdering af planen for Hesselø Havvindmøllepark, delrapport 2*. Hentet fra Hesselø Havvindmøllepark: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindmoller_hav/delrapport_2_miljoerapport_hesseloe_havvindmolepark.pdf

- Engell-Sørensen, K. (2002). Possible effects of the offshore wind farm at Vindeby on the outcome of fishing The possible effects of the electromagnetic fields and noise. SEAS Distribution A.M.B.A.
- Engell-Sørensen, K., & Skyt, P. (2002). Evaluation of the Effect of Sediment Spill from Offshore Wind Farm Construction on Marine Fish. SEAS Distribution.
- Erbe, & Farmer. (2000). Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *108*, 1332-1340. The Journal of the Acoustic Society of America.
- Erbe, C. (2013). Underwater noise of small personal watercraft (jet skis). *133*, 4, 326-330. The Journal of the Acoustical Society of America. doi:10.1121/1.4795220
- Erbe, C. M. (2019). The effects of ship noise on marine mammals—A review. . *Frontiers in Marine Science*, *6*, 606.
- Erbe, C., Liong, S., Koessler, M., Duncan, A., & Gourlay, T. (2016). Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats. *139*. The Journal of the Acoustical Society of America. doi:10.1121/1.4954411
- Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E., & Embling, C. B. (2019). The effects of ship noise on marine mammals - a review. *6(606)*. *Frontiers in Marine Ecology*.
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 1229 af 03/10/2023). Bekendtgørelse om sejladsikkerhed ved entreprenørarbejder og andre aktiviteter i danske farvande. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2013/1351>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 55 af 24/01/2012). Bekendtgørelse om ændring af bekendtgørelse om teknisk forskrift om et trafikovervågnings- og trafikinformationssystem i danske farvande og havne. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2012/55>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 820 af 26/06/2013). Bekendtgørelse om skibsmeldesystemet BELTREP og sejlads under Østbroen og Vestbroen i Storebælt. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/api/pdf/152520>
- Erhvervsministeriet. (BEK nr 939 af 27/11/1992). Bekendtgørelse om beskyttelse af søkabler og undersøiske rørledninger. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/1992/939>
- Erhvervsministeriet. (LBK nr 221 af 11/02/2022). Bekendtgørelse af lov om sikkerhed til søs. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2022/221>
- Erhvervsministeriet. (LBK nr 400 af 06/04/2020). Bekendtgørelse af lov om maritim fysisk planlægning. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/615>
- Essink, K. (1999). Ecological effects of dumping of dredged sediments; Options for management.
- EU. (1992). RÅDETS DIREKTIV 92 /43 /EØF af 21 . maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>
- EU. (2000). *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. Hentet fra EUR-LEX - an official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- EU. (19. december 2006). KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december. *Den Europæiske Unions Tidende*.
- EU. (2008a). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/105/EF af 16. december 2008 om miljøkvalitetskrav inden for vandpolitikken, om ændring og senere ophævelse af Rådets direktiv 82/176/EØF, 83/513/EØF, 84/156/EØF, 84/491/EØF og 86/280/EØF og om ændring af Europa- .* Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0105>
- EU. (2008b). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/56/EF af 17. juni 2008 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets havmiljøpolitiske foranstaltninger (havstrategirammedirektivet)*. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal->

- EU. (2009). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle*. Hentet fra EUR-Lex - An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02009L0147-20190626>
- EU. (2011). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2011/92/EU af 13. december 2011 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (kodifikation) (EØS-relevant tekst)*. Hentet fra Eur-Lex - An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02011L0092-20140515>
- EU. (2013). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken*. Hentet fra Eur-lex. An official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/HTML/?uri=CELEX:32013L0039&from=NL>
- EU. (2014a). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2014/52/EU af 16. april 2014 om ændring af direktiv 2011/92/EU om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet*. Europa-parlamentet og rådet for den europæiske union.
- EU. (2014b). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2014/89/EU af 23. juli 2014 om rammerne for maritim fysisk planlægning*. Hentet fra EUR-lex - an official website of the European Union: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32014L0089>
- EU. (2020). *Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger*. Europa-parlamentet og rådet for den europæiske union. Hentet fra <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- Eurobats. (2019). *Guidance on the conservation and management of critical feeding areas and commuting routes for bats*. Bonn: EUROBATS Publication.
- European Energy. (2019). *Megafon befolkningsundersøgelse i Kalundborg Kommune om holdning til forslaget om en havvindpark i Jammerland Bugt*.
- European Energy. (2021). *Høringssvar – Udpegning af fuglebeskyttelsesområde i Smålandsfarvandet*. Klima-, Energi- og Forsyningsudvalget.
- EVIDA. (2021). *Håndtering af boremudder i forbindelse med blowouts*. Viborg: ENERGINET.
- FeBEC. (2013a). *Fish ecology in Fehmarnbelt. Baseline report. Report no. E4TR0038, 1*. FeBEC.
- FeBEC. (2013b). *Fish Ecology in Fehmarnbelt. Environmental Impact assessment Report. FehmarnBelt A/S*.
- FeBEC. (2013c). *VVM-redegørelse for den faste forbindelse over Femern-Bælt (kyst-kyst). Kapitel 10 - Eksisterende miljømæssige forhold. Femern Sund Bælt*.
- FEBl. (2013). *Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Fauna and Flora - Birds. Birds of the Fehmarnbelt Area - Impact Assessment. Report No. E3TR0015*. København: Femern A/S.
- FEHY. (2013). *Fehmarnbelt Fixed Link EIA. Marine Water - Baseline Hydrography of the Fehmarnbelt Area. Report no. E1TR0057, 2*.
- Femernreport. (2023). *Regeringen fortsat uafklaret om kattegatforbindelse*. Hentet fra https://femernreport.com/regeringen-er-fortsat-uafklaret-om-kattegatforbindelse/?new_lang_code=da
- FEMM. (2013). *Marine Mammals – Impact Assessment Marine Mammals of the Fehmarn Belt Area. Fehmarnbelt Fixed Link Marine Mammal Services (FEMM)*.
- Finansministeriet. (2022). *Aftale om finansloven for 2022 mellem Regeringen, Socialistisk Folkeparti, Radikale Venstre, Enhedslisten, Alternativet og Kristendemokraterne*. København: Finansministeriet.
- Fiskeristyrelsen. (2021a). *Dataudtræk fra Fartøjsregistret d. 9. juli 2021*. Hentet fra Fiskeristyrelsen.dk: https://dwp.fiskeristyrelsen.dk/fartoejstabel/fartoejssrapport__metode
- Fiskeristyrelsen. (2021b). *Dataudtræk fra Logbogs-registret d. 25. juni 2021*. Hentet fra Fiskeristyrelsen.dk.

- Florin, A. (2005). Flatfishes in the Baltic Sea – a review of biology and fishery with a focus on Swedish conditions. *Finfo*, 14.
- Fog, K., Schmedes, A., & Rosenørn de Lasson, D. (2001). *Nordens padder og krybdyr*. Gads forlag.
- Forsvaret. (2021). *Materiel*. Hentet fra Forsvaret: <https://www.forsvaret.dk/da/materiel2/>
- Forsvarsministeriet. (2004). Rapport vedrørende øget anvendelse af lodser, samt styrket overvågning af sejladsikkerheden. Forsvarsministeriet, Miljøministeriet, Finansministeriet, Udenrigsministeriet, Økonomi- og Erhvervsministeriet.
- Forsvarsministeriet. (2015). Forsvarets materiel of indkøbsstyrelse. Personlig kommunikation med Rasmussen, Lars O.
- Fox, A. &. (2019). *Offshore wind farms and their effects on birds* (Årg. 113). Dansk Orn. Foren. Tidsskr.
- Frandsen ST, J. H.-E. (2009). The making of a second generation wind farm efficiency model complex. *Wind Energy*, 12, 445-458.
- Frankish, C. K.-B.-N. (2023). Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper. . *Marine Pollution Bulletin*, 197, 115755.
- Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O., & Elmeros, M. (2019). Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019. - Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. *Videnskabelig rapport nr. 340*, 52. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf>
- Furness, R, W. H., & Masden, E. (2013). *Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms*. *Journal of Environmental Management* 119: 56-66.
- Fyns Amt. (2005). Regionplan, Kapitel 8.1 – Landskab og geologi. Hentet fra https://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/81landskaboggeologi_low.pdf
- Galatius A. (2017). Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark. Aarhus: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.
- Galatius, Kinze, & Teilmann. (2012). Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric comparisons.
- Gaultier, S. P., Blomberg, A. S., Ijäs, A., Vasko, V., Vesterinen, E. J., Brommer, J. E., & Lilley, T. M. (2020). Bats and Wind Farms: The role and importance of the baltic sea countries in the european context of power transition and biodiversity conservation. *54(17)*, 10385-10398. *Environ Sci Technol*.
- Geo. (2020). Jammerland Nearshore Wind Farm. Geotechnical Survey. Factual Report. Geo Job 204785.
- Geodatastyrelsen. (2015). Geodatastyrelsens højdemodel. Kortforsyningen.dk. Hentet fra <http://download.kortforsyningen.dk/content/dhm-2007overflade-16-m-grid>.
- GEUS. (2021a). Kort over Danmark. En samling af de væsentligste af GEUS' kort over Danmark. Her kan du finde jordartskort, havbundssedimenter og meget mere. Hentet fra <https://data.geus.dk/geusmap/?lang=da&mapname=denmark#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=-220795.4549611339,5853282.847812833,1335795.454961134,6596717.152187167&layers=havbunds-sediment>
- GEUS. (06. Oktober 2021b). *National boringsdatabase (Jupiter)*. Hentet fra GEUS: <https://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter/adgang-til-data>
- GEUS. (2023). Kort over Danmark. Jordartskort 1:200.000.
- Gibson, R. (1994). Impact of habitat quality and quantity on the recruitment of juvenile flatfishes. *Netherlands Journal of Sea Research*, 32(2), s. 191-206.
- Gibson, R., & Robb, L. (1992). The relationship between body size, sediment grain size and the burying ability of juvenile plaice, *Pleuronectes platessa* L. *40*, 771-778. *Journal of Fish Biology*.
- Gill, J., Sales, D., Pinder, S., & Salazar, R. (2008). *Kentish Flats wind farm 5th ornithological monitoring report*. *Edinburgh*.

- Gilles, A. S. (2011). Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment: implications for management. 157-169. *Endangered Species Research*.
- Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., C., A. N., ..., & Hammond, P. S. (2023). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023. 64 pp. <https://tinyurl.com/3ynt6swa>.
- Grahn, & Stigsdotter. (2010). The relation between perceived sensory dimensions of urban green space and stress restoration. *Landscape and urban planning*, 94(3-4), s. 264-275.
- Greve, M. H. (06. 10 2021). *Den Danske Jordklassificering*. Hentet fra DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug: <https://dca.au.dk/forskning/den-danske-jordklassificering/>
- Guillemette, M., Kyed Larsen, J., & Clausager, I. (1998). Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. *NERI Technical Report No. 22*. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Guillemette, M., Larsen, J., & Clausager, I. (1997). Effekt af Tunø Knob vindmøllepark på fuglelivet. *Faglig rapport fra DMU, nr. 209*. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hall A, T. D. (2009). Gray seal *Halichoerus grypus*. *Encyclopedia of Marine Mammals*, 397, 500-503.
- Hall-Spencer, J. T. (397 2009). Design of Marine Protected Areas on high seas and territorial waters of Rockall Bank. *Marine Ecology Progress Series*, s. 305-308.
- Hammond et al. (2021). Hammond, PS, Lacey, C, Gilles, A, Viquerat, S, Börjesson, P, Herr, H, ... Øien, N. 2021. *Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. - Revised version*.
- Hammond, P. S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., . . . Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard survey. *SCANS-III*.
- Hanke, W. R. (2006). Visual fields and eye movements in a harbour seal (*Phoca vitulina*). *Vision Research*, 2804-2814.
- Hansen, J. H. (2021b). Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 192.
- Hansen, J. W., & Høgslund, S. (2021a). *Marine områder 2019*. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Hansen, J. W., & Rytter, D. (2021). *Iltsvind i danske farvande 26. august – 22. september 2021*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Hansen, J., & Høgslund, S. (2023). Marine områder 2021. NOVANA. *Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf>
- havfriluftsliv.ku.dk. (2023). www.havfriluftsliv.ku.dk. Københavns Universitet.
- Havmølleudvalget. (2012). Kystnære havmøller i Danmark. Screening af havmølleplaceringer indenfor 20 km fra kysten. *Udkast til offentlig høring*.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2015). Havs- och vattenmyndighetens författningssamling. Hentet fra <https://www.havochvatten.se/download/18.39e6d68414ca353051f2d15d/1>
- Heinänen, S. Ž. (2020). Satellite telemetry and digital aerial surveys show strong displacement of red-throated divers (*Gavia stellata*) from offshore wind farms. *Marine Environmental Research*. Hentet fra <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104989>
- Hermanssen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., & Madsen, P. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). 136(4), 1640-1653. *J Acoust Soc Am*. doi:10.1121/1.4893908
- Herr, H., Scheidat, M., & Siebert, U. (2005). Distribution of harbour porpoise (*Phocoena Phocoena*) in relation to density of sea traffic.

- Hjorth, et al. (2016). *Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skiffergas*.
- Hjorth, R. e. . (2016). *Farlighedsscreening og farlighedsvurdering af kemikalier anvendt ved udvinding af skiffergas*.
- Hoffmann, E., Astrup, J., Larsen, F., Munch-Petersen, S., & Støttrup, J. (2000). Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. *Baggrundsrapport nr. 24. ELSAMPROJEKT. DFU-rapport 117-02*. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Holm, T., Clausen, P., Nielsen, R., Bregnballe, T., Petersen, I., Mikkelsen, P., & Bladt, J. (2018). *Fugle 2018. NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 261, 136*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR261.pdf>
- Holm, T., Nielsen, R., Clausen, P., T., B., Clausen, K., Petersen, I., . . . & Bladt, J. (2021). *Fugle 2018-2019. NOVANA. arhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 350 s. - Videnskabelig rapport nr. 420*. <http://dce2.au.dk/pub/SR420.pdf>.
- Houmark-Nielsen, M., & Sjørring, S. (1991). *Om istiden i Danmark*. København: Geologisk Centra-linstitut.
- Hutterer, R., Ivanova, T., Meyer-Cords, C., & Rodrigues, L. (2005). *Bat Migrations in Europe: A Review of Banding Data and Literature*. Bonn, Germany: Federal Agency for Nature Conservation.
- Hüssy, K. (2011). Review of western Baltic cod (*Gadus morhua*) recruitment dynamics. *68(7)*, 1459-1471. *Journal of Marine Science*.
- Hüssy, K., Eero, M., & Radtke, K. (2018). Faster or slower: has growth of eastern Baltic cod changed? *14*, 598-609. *Mar Biol Res*.
- Härkönen, T. B., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. *NAMMCO Scientific Publications, 6*, s. 57-68.
- Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., . . . Thompson, P. (2006). A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics. A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics.
- Høreforeningen. (2024). *Viden om støj. Lydniveauer*. Hentet fra <https://hoeforeningen.dk/viden-om/stoej/lydniveauer/>
- Håkansson, & Pedersen. (1992). Geologisk kort over den danske undergrund. *Tidskriftet Varv*.
- Haarder, S., Kania, P., Galatius, A., & K., B. (2014). Increased contraecum osculatum infection in Baltic cod (*Gadus morhua*) livers (1982–2012) associated with increasing grey seal (*Halichoerus gryphus*) populations. *50*, 537-543. *J Wildl Dis*.
- ICES. (2007). Report of the ICES/BSRP Workshop on Recruitment of Baltic Sea herring stocks (WKHRPB). WKHRPB Workshop 27 February – 2 March, Hamburg, Germany. *ICES CM 2007/BCC:03*. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES. (2019). Working Group on Spatial Fisheries Data (WGSFD). *1(52)*. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea.
- ICES. (2020a). Baltic Sea ecoregion - Ecosystem overview. I Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, section 4.1. doi:<https://doi.org/10.17895/ices.advice.7635>
- ICES. (2020b). Baltic Sea ecoregion – Fisheries overview. I Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, section 4.2. doi:<https://doi.org/10.17895/ices.advice.7607>
- ICES. (2021a). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea and Greater North Sea ecoregions. Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 20–24, spring spawners (Skagerrak, Kattegat, and western Baltic).
- ICES. (2021b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Greater North Sea ecoregion. Cod (*Gadus morhua*) in Subdivision 21 (Kattegat). International Council for the Exploration of the Sea.

- ICES. (2021c). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea ecoregion. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea).
- ICES. (2021d). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. Baltic Sea ecoregion. Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivision 22-32 (Baltic Sea).
- ICNIRP. (2010). Guidelines for limiting exposure to time-varying electric and magnetic fields (1Hz to 100 kHz). *International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection (ICNIRP)*, 99(6), 818-836. Health Physics.
- Ijäs, A., Kahilainen, A., Hilainen, A., Vasko, V., & Lilley, T. (2017). Evidence of the Migratory Bat, *Pipistrellus nathusii*, Aggregating to the Coastlines in the Northern Baltic Sea. *Acta Chiropterologica*, 19, s. 127.
- IMO. (2002). Guidelines for Formal Safety Assessment (FSA) for use in IMO rule-making process. *International Maritime Organization (IMO)*.
- Institut for ecoscience . (2019). *Den Danske Røddliste*. Hentet fra Institut for ecoscience : <https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/temasider/redlistframe>
- ITAP. (2024). Jammerland Bay Near Shore Wind Farm - Modeling of underwater noise emissions during construction pile-driving work. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- IUCN. (1996). The IUCN Red List of Threatened Species 1996. - *Gadus morhua*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.
- Jacobsen, E., & Petersen, B. (2008). Forsøgsvindmøller ved Frederikshavn – Undersøgelse vedrørende fouragerende Splitterner i farvandet syd for Hirsholmene 2008. Rapport til DONG Energy A/S udarbejdet af Orbicon A/S.
- Jepsen, P. U. (2005). Forvaltningsplan for spættet sæl (*Phoca vitulina*) og gråsæl (*Halichoerus grypus*) i Danmark. *J.nr. SN 2001-361-0004*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Johnson, D. &. (1982). Effect of suspended sediment on feeding by larval herring (*Clupea harengus harengus* L.). *Bulletin of environmental Contermination and Toxicology*, 29, s. 261-267.
- Johnston, A. C. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *J Appl Ecol*, s. 31-41. Hentet fra <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12191>
- Johnston, A., Cook, A., Wright, L., Humphreys, E., & Burton, N. (2014). Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. 51, 31-41. *Journal of Applied Ecology*.
- Kalmijn, A. (1982). Electric and magnetic field detection in elasmobranch fishes. *Science*, 218, s. 916-918.
- Kalundborg Kommune. (2010). Vindmøller ved Lerchenborg – Miljørapport med VVMreddegørelse. . Udarbejdet af Kalundborg Kommune.
- Kalundborg Kommune. (2013). Landskabskarakterbeskrivelser. Kalundborg Kommune Teknik og miljø.
- Kalundborg Kommune. (2014). Solcelleanlæg ved Lerchenborg - Miljørapport og VVMreddegørelse, Forslag til Kommuneplantillæg nr. 2, Forslag til Lokalplan nr. 561. Udarbejdet af Kalundborg Kommune.
- Kalundborg Kommune. (2015). Forskrift for udførelse af midlertidige bygge- og anlægsaktiviteter. Kalundborg Kommune - Plan, Byg og Miljø.
- Kalundborg Kommune. (2017). *Kommuneplan 2017-2028*. Hentet fra Kommuneplan 2017-2028: <https://kp2017.kalundborg.dk/>
- Kalundborg Kommune. (2018). Strategisk Energiplan 2035. Hentet fra https://kp2021.kalundborg.dk/media/1907/strategisk_energiplan_2035.pdf
- Kalundborgsportsfiskerforening. (2023). *Kalundborgsportsfiskerforening.com*. Hentet fra Kalundborgsportsfiskerforening.com: <https://www.kalundborgsportsfiskerforening.com/>
- Kastelein et al, .. (2012). Temporary threshold shift and recovery in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. *Journal of the Acoustical Society of America*, 132(5), 3525-3537.

- Kastelein, R. A., Gransier, R., Marijt, M. a., & Hoek, L. (2015). *Journal of the Acoustical Society of America* 137:556-564.
- Kattegatforbindelsen. (2022). *Forundersøgelse af en fast forbindelse over Kattegat offentliggjort*. Hentet fra Nyheder: <https://kattegat.dk/nyheder/>
- Kaysner, B., & Jensen, F. P. (2022). Efterårstræk af havdykænder ved Gedser Odde 2009-20. 116, 9-16. Dansk Orn. Foren. Tidsskr.
- KGM 3D Technology. (2021). *Flykort*. Hentet fra FlyKort.dk: <https://flykort.dk/>
- Kinze, C. (1990). The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*, L., 1758) stock identification and migration patterns in Danish and adjacent waters. . *Ph.D. University of Copenhagen*.
- Kirchgeorg, T., Weinberg, I., Hörnig, M., Baier, R., Schmid, M., & Brockmeyer, B. (2018). Emissions from corrosion protection systems of offshore wind farms: Evaluation of the potential impact on the marine environment. 136, 257-268. *Marine Pollution Bulletin*. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.08.058
- Kirkeministeriet. (LBK nr 1157 af 01/07/2020). Bekendtgørelse af lov om planlægning. *Planloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/1157>
- Kjær (Red.), A. B.-L. (2023). *Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV - Videnskabelig Rapport nr. 520*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Kjær, C. (2023). *Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV. . Videnskabelig rapport nr. 520*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. (BEK nr 1476 af 13/12/2010). Bekendtgørelse om konsekvensvurdering vedrørende internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter ved projekter om etablering m.v. af elproduktionsanlæg og elforsyningsnet på havet.
- Klima-, Energi- og Forsyningsministeriet. (LBK nr 1791 af 02/09/2021). Bekendtgørelse af lov om fremme af vedvarende energi. *VE-loven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/1791>
- Korsgaard, K., Orlík, M., & Mandrup, P. (. (2007). *Fiskerilære*.
- Krijgsveld, K. F. (2011). *Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Flux, flight altitude and behaviour of flying birds*. NoordzeeWind.
- Krijgsveld, K., Fijn, R., Japink, M., Horssen, P. v., Heunks, C., Collier, M., . . . Dirksen, S. (2011). *Effect Studies Offshore Wind Farm Egmond aan Zee: Flux, flight altitude and behaviour of flying birds*. Report nr.: 10-219 / OWEZ_R_231_T1_20111110_flux&flight. Commissioned by NoordzeeWind. Bureau Waardenburg bv, The Netherlands. .
- Kristensen, L., Støttrup, J., Andersen, S. K., & Degel, H. (2014). Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber. Nøglefiskerrapport 2011-2013. *DTU Aqua-rapport nr. 286-2014*. Charlottenlund: Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Kristensen, L., Støttrup, J., Svendsen, J., Stenberg, C., Højbjerg Hansen, O., & Grønkjær, P. (2017). Behavioural changes of Atlantic cod (*Gadus morhua*) after marine boulder reef restoration: Implications for coastal habitat management and Natura 2000 areas. 1-8. *Fisheries Management and Ecology*. doi:10.1111/fme.12235 2017
- Krog & Carl. (2023). *Atlas over danske saltvandsfisk*. Hentet fra Fiskeatlas: https://fiskeatlas.ku.dk/artstekster/Stavsild_Fiskeatlas.pdf
- KU. (2021). *FiskeAtlas. Københavns Universitet (KU)*. Statens Naturhistoriske Museum.
- Kulturministeriet. (BEK nr 333 af 25/02/2021). Bekendtgørelse om museer mv. *Museumsloven*.
- Kulturministeriet. (LBK nr 358 af 08/04/2014). Bekendtgørelse af museumsloven. *Museumsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2014/358>
- Kyhn, L., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., Tougaard, J., & Mikaelson, M. (2021). Geotekniske og geofysiske forundersøgelser til Energiø Østersø. Vurdering af påvirkning på havpattedyr. *Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi*.

- Kystdirektoratet. (2023). *Kystatlas*. Hentet fra Kystatlas:
<https://kms.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=8669133b3f4842b7a9a19fb24b08ffd5>
- Köster, F., Möllmann, C., Neuenfeldt, S., Vinther, M., John, M. S., Tomkiewicz, J., . . . Schnack, D. (2003). Fish stock development in the Central Baltic Sea (1976-2000) in relation to variability in the environment. *ICES Marine Science Symposia*, 219, s. 294-306.
- Ladenburg, & Lutzner. (2012). The economics of visual disamenity reductions of offshore wind farms - review and suggestions from an emerging field.
- Leonhard, S., Stenberg, C., & Støttrup, J. (2011). Effect of the Horns Rev 1 offshore wind farm on fish communities. Follow-up seven years after construction. *DTU Aqua Report nr. 246-111*. Charlottenlund: DTU Aqua.
- Leonhard, S., Stenberg, C., Støttrup, J., van Deurs, M., Christensen, A., & Pedersen, J. (2013). Fish - Benefits from offshore wind farm development. I Danish offshore wind. Key environmental issues - a follow-up. Energistyrelsen, Naturstyrelsen, DONG Energy, Vattenfall.
- Leopold, M., Bemmelen, v. R., & Zuur, A. (2012). Responses of Local Birds to the Offshore Wind Farms PAWP and OWEZ off the Dutch mainland coast. *IMARES Report number C151/12*.
- Limpens, H., Lagerveld, S., & I. Ahlén, E. A. (2017). Migrating bats at the southern North Sea - Approach to an estimation of migration populations of bats at southern North Sea. *Rapport 2016.031*. Zoogdierverseniging (Dutch Mammal Society), Nijmegen/ Wageningen Marine Research.
- Lockyer, C., & Kinze, C. (2003). Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. 143-176. NAMMCO Sci. Publ. doi:<https://doi.org/10.7557/3.2745>
- Lystfiskeri.dk. (2023). *lystfiskeri.dk*. Hentet fra lystfiskeri.dk: www.lystfiskeri.dk
- Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: Implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series*, 309, s. 279-295. doi:10.3354/meps309279
- Marine industry group (MIG-Birds). (2022). *Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments*.
- MarLIN. (2023). *The Marine Life Information Network*. Hentet fra MarLIN: <https://www.marlin.ac.uk/>
- Masden, E., Haydon, D., Fox, A., Furness, R., Bullman, R., & Desholm, M. (2009). Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *ICES Journal of Marine Science*, 66, s. 746-753.
- May, R. N. (2011). *Collision risk in white-tailed eagles. Modelling kernel-based collision risk using satellite telemetry data in Smøla wind power plant*. NINA.
- Meltofte, H. (1993). Vadefugletrækket gennem Danmark. 87(1-2). Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift.
- Messieh, S. (1981). Possible impact of sediment from dredging and spil disposal on the Miramichi Bay herring fishery. *Canadian Technical Report of Fishery and Aquatic Science*, 1008, s. 1-37.
- Mikkelsen, L., Mouritsen, K., Dahl, K., Teilmann, J., & Tougaard, J. (2013). Re-established stony reef attracts harbour porpoises *Phocoena phocoena*. 481, 239-248. *Marine Ecology Progress Series*. doi:10.3354/meps10260
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2016). *Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Sjælland*. Styrelsen for Vand-og Naturforvaltning. Hentet fra <https://mst.dk/media/122171/revideret-vandomraadeplan-sjaelland-d-28062016.pdf>
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2019a). Danmarks Havstrategi II - Fokus på et godt havmiljø. Hentet fra https://mim.dk/media/216848/danmarks_havstrategi_ii_dk.pdf
- Miljø- og Fødevareministeriet. (2019b). Danmarks Havstrategi II Første del - God miljøtilstand - Basisanalyse - Miljømål. Hentet fra

https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Natur/Havstrategi/HSII_foerste_del_-_endelig_udgave.pdf

MiljøGIS. (2023). *MiljøGIS for vandområdeplaner 2021-2027*. Hentet fra <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3-2022>.

Miljøministeriet. (2007). *Vejledning om landskabet i kommuneplanlægningen*. Hentet fra Naturstyrelsen: <https://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/Vejledningenilandskab1.pdf>

Miljøministeriet. (2021). *Forslag til vandområdeplanerne 2021-2027*. København: Departementet.

Miljøministeriet. (2023). *Danmarks Havstrategi II. Tredje del. Indsatsprogram*. København: Miljøministeriet Departementet.

Miljøministeriet. (Juni 2023). *Vandområdeplanerne 2021-2027*. ISBN: 978-87-91824-01-2. Hentet fra <https://mim.dk/media/235114/vandomraadeplanerne-2021-2027.pdf>

Miljøministeriet. (2023). *Vandområdeplanerne 2021-2027*. Findes her: <https://mim.dk/media/235205/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf>.

Miljøministeriet. (BEK nr 135 af 07/02/2019). Bekendtgørelse om støj fra vindmøller. *Vindmøllebekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/135>

Miljøministeriet. (BEK nr 1472 af 12/12/2017). Bekendtgørelse om vurdering og styring af luftkvaliteten. *Luftkvalitetsbekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/accn/B20170147205>

Miljøministeriet. (BEK nr 1625 af 19/12/2017). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1625>

Miljøministeriet. (BEK nr 2091 af 12/11/2021). Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. *Habitatbekendtgørelsen*.

Miljøministeriet. (BEK nr 449 af 11/04/2019). Bekendtgørelse om indsatsprogrammer for vandområdedistrikter. *Indsatsbekendtgørelsen*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/449>

Miljøministeriet. (BEK nr 521 af 25/03/2021). Bekendtgørelse om fredning af visse dyre- og plantearter og pleje af tilskadekommet vildt. *Artfredningsbekendtgørelsen*.

Miljøministeriet. (BEK nr 796 af 13/06/2023). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/796>

Miljøministeriet. (BEK nr 796 af 13/06/2023). Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1625>

Miljøministeriet. (BEK nr 844 af 23/06/2017). Bekendtgørelse om miljøregulering af visse aktiviteter.

Miljøministeriet. (LBK nr 1161 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om havstrategi. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1161>

Miljøministeriet. (LBK nr 1165 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om beskyttelse af havmiljøet.

Miljøministeriet. (LBK nr 1217 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om vandløb. *Vandløbsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1217>

Miljøministeriet. (LBK nr 1218 af 25/11/2019). Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse. *Miljøbeskyttelsesloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/1218>

Miljøministeriet. (LBK nr 126 af 26/01/2017). Bekendtgørelse af lov om vandplanlægning. *Lovbekendtgørelse*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/126>

Miljøministeriet. (LBK nr 1392 af 04/10/2022). Bekendtgørelse af lov om naturbeskyttelse. *Naturbeskyttelsesloven*.

Miljøministeriet. (LBK nr 282 af 27/03/2017). Bekendtgørelse af lov om forurennet jord. *Jordforureningsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/282>

Miljøministeriet. (LBK nr 315 af 28/03/2019). Bekendtgørelse af lov om skove. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2019/315>

Miljøministeriet. (LBK nr 4 af 03/01/2023). Bekendtgørelse af lov om miljøvurdering af planer og programmer og af konkrete projekter (VVM). *Miljøvurderingsloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/4>

Miljøministeriet. (LBK nr 5 af 03/01/2023). Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse. *Miljøbeskyttelsesloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/5>

Miljøstyrelsen. (1984). Vejledning nr. 5 - Ekstern støj fra virksomheder.

Miljøstyrelsen. (1993). Beregning af ekstern støj fra virksomheder. 5. Hentet fra https://mst.dk/media/183328/1993_miljoestyrelsen_vejledning_nr5-rev-reflab_2014.pdf

Miljøstyrelsen. (2001). *Boringer*. København: Miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen. (2001). *Grundlæggende geologi og grundvand. Prøvepumpning*. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-818-6/html/kap03.htm>

Miljøstyrelsen. (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. *Environmental project No. 1793, 2015*. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2015/10/978-87-93352-80-3.pdf>

Miljøstyrelsen. (2020). Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet - Datablad over 4-tert-nonylphenol. Findes her:.

Miljøstyrelsen. (2020). *Habitatvejledningen. til bekendtgørelse nr. 1595 af 6. december 2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Vejledning nr. 48.* .

Miljøstyrelsen. (2020a). Danmarks Havstrategi II Anden del - Overvågningsprogram. Miljøstyrelsen. Hentet fra https://mst.dk/media/225665/hsd_ii_anden_del_overvaagningsprogram_2020-26.pdf

Miljøstyrelsen. (2020b). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Centrale Storebælt og Vresen. Natura 2000-område nr. 116. Habitatområde H100. Fuglebeskyttelsesområde F73 og F98.

Miljøstyrelsen. (2020c). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Stavns Fjord, Samsø Østerflak og Nordby Hede. Natura 2000-område nr. 55. Habitatområde H51. Fuglebeskyttelsesområde F31.

Miljøstyrelsen. (2020d). Natura 2000-basisanalyse. Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesebjerg og Bollinge Bakke. Natura 2000-område nr. 154. Habitatområde H135 og H244. Fuglebeskyttelsesområde F94 og F99.

Miljøstyrelsen. (2020e). Forvaltningsplan for sæler. Miljø- og Fødevarerministeriet.

Miljøstyrelsen. (2021a). *MiljøGIS for marine og grundvands tilstandsdata juli 2021*. Hentet fra MiljøGis: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3tilstand2021>

Miljøstyrelsen. (2021b). Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Skælskør Fjord og havet og kysten mellem Agersø og Glænø. Natura 2000-område nr. 162. Habitatområde H143. Fuglebeskyttelsesområde F95 og F96.

Miljøstyrelsen. (2021c). Støj fra vindmøller - Vejledning fra Miljøstyrelsen. 51. Miljøstyrelsen. Hentet fra <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2021/02/978-87-7038-275-5.pdf>

Miljøstyrelsen. (2021d). Natura 2000-plan 2022-2027. Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord. Natura 2000-område nr. 166. Habitatområde H195. Hentet fra <https://mst.dk/media/232832/n166-natura-2000-plan-2022-27.pdf>

Miljøstyrelsen. (2021e). Natura 2000-plan 2022-2027. Sejerø Bugt, Saltbæk Vig, Bjergene, Diesebjerg og Bollinge Bakke. Natura 2000-område nr. 154. Habitatområde H135 og H244. Fuglebeskyttelsesområde F94 og F99. Hentet fra <https://mst.dk/media/232826/n154-natura-2000-plan-2022-27.pdf>

- Miljøstyrelsen. (2021f). Åmose, Tissø, Halleby Å og Flasken. Natura 2000-område nr. 157. Habitatområde H138. Fuglebeskyttelsesområde F100.
- Miljøstyrelsen. (2021g). Natura 2000-plan 2022-2027. Havet mellem Romsø og Hindsholm samt Romsø. Natura 2000-område nr. 109. Habitatområde H93. Fuglebeskyttelsesområde F177.
- Miljøstyrelsen. (2021h). Natura 2000-plan 2022-2027. Fyns Hoved, Lillegrund og Lillestrand. Natura 2000-område nr. 107. Habitatområde H91.
- Miljøstyrelsen. (2021i). Natura 2000-plan 2022-2027. Ryggen. Natura 2000-område nr. 196. Habitatområde H172.
- Miljøstyrelsen. (2021j). *Vandplandata*. Hentet fra Vandplandata: <https://vandplandata.dk/vp3hoering2021/vandomraade/kystvande/DKCOAST204>
- Miljøstyrelsen. (2022a). *Natura 2000 Basisanalyse 2022-2027 Kortgrundlag*. Hentet fra MiljøGIS: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=natura2000planer3h2021>
- Miljøstyrelsen. (2022b). *Røsnæs - Juryens begrundelse*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/friluftsliv/danmarks-naturkanon/roesnaes/>
- Miljøstyrelsen. (2023a). MiljøGIS - Indvindingsområder og efterforskningsområder.
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Faglige kriterier for opdatering af habitatområdernes udpegningsgrundlag for habitatarter i 2019*. Hentet fra Miljøstyrelsen: https://edit.mst.dk/media/v4mlkoic/kriterier_habitatarter-2019_2.pdf
- Miljøstyrelsen. (2023b). *Natura 2000-planer*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/natur-vand/natur/natura-2000/natura-2000-planer/>
- Miljøstyrelsen. (22. 05 2023c). *Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/miljoekvalitetskriterier/>
- Miljøstyrelsen. (2023d). Det Marine Råstofindberetningssystem - MARIS.
- Miljøstyrelsen. (2023e). *MiljøGIS for basisanalyse for vandområdeplaner 2021-2027*. Hentet fra MiljøGIS: <https://miljoegis.mim.dk/spatialmap?profile=vandrammedirektiv3basis2019>
- Miljøstyrelsen. (2023f). *Luft*. Hentet fra Miljøstyrelsen: <https://mst.dk/luft-stoej/luft/>
- Miljøstyrelsen. (2023k). *Vandplandata - kystoplande*. Hentet fra <https://vandplandata.dk/vp3endelig2022/oiland>.
- Miller, L. (2013). Echolocation by the harbor porpoise: life in coastal waters. *Frontiers in Physiology*, 1-6.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. (BEK nr 1514 af 05/12/2017). Bekendtgørelse om føring af logbog mv. *Logbogsbekendtgørelsen*.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. (LBK nr 205 af 01/03/2023). Bekendtgørelse af lov om fiskeri og fiskeopdræt (fiskeriloven). *Fiskeriloven*. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lt/2023/205>
- Moore, P. (1991). Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 15, s. 225-363.
- MPA & BMAPA. (2010). Dealing with munitions in marine sediments. *the Mineral Products Association (MPA) and British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA)*. The Crown Estate on behalf of the Marine Estate. Hentet fra <https://bmapa.org/documents/Dealing-with-munitions-in-marine-sediments.pdf>
- Museum Vestsjælland. (19. 10 2021). Udtalelse/orientering jf. museumslovens §23 vedr. VVM for Jammerland Bugt Havvindmøllepark. (W. Danmark, Interviewer)
- Muus, B., & Nielsen, J. (2006). *Havfisk og fiskeri i Nordvesteuropa*. København: Gyldendal.
- Møhlenberg, F. (2013). Udredning i forhold til kommende miljøgodkendelser - sedimentundersøgelser ved danske havbrug. DHI for Dansk Akvakultur.

- Møller, J., Baagøe, H., & Degn, H. (2013). Forvaltningsplan for flagermus. Beskyttelse og forvaltning af de 17 danske flagermusarter og deres levesteder. Naturstyrelsen.
- Nabe-Nielsen, J., Beest, F. M., Grimm, V., Sibly, R. M., Teilmann, J., & Thompson, P. M. (2018). Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conservation Letters*, *11*(5). doi:<https://doi.org/10.1111/conl.12563>
- Natural England. (2014). Response to Hornsea Project Two Wind Farm pre-application consultation under Section 42 of the Planning Act 2008 (the "2008 Act").
- NCC. (2023). CLIMATE DECLARATION FOR AGGREGATES FROM COPENHAGEN, TERMINAL FOR MARINE AGGREGATES. AVEDØRE. Hentet fra <https://api.environdec.com/api/v1/EPDLibrary/Files/e1d3d52f-77d6-405b-a5d1-db977b5d4490/Data>
- Nedwell, J., Turnpenny, A., Lovell, J., Parvin, S., Workman, R., Spinks, J., & Howell, D. (2007). A validation of the dB ht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. *Subacoustech Report No 534R1231*. Subacoustech.
- Neumann, V., Köster, F., & Eero, M. (2017). Fish egg predation by Baltic sprat and herring: do species characteristics and development stage matter? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *75*(10). doi:10.1139/cjfas-2017-0105
- Newcombe, C., & Jensen, J. (1996). Channel Suspended Sediment and Fisheries: A Synthesis for Quantitative Assessment of Risk and Impact. *North American Journal of Fisheries Management*, *4*(16), s. 693-727.
- Newcombe, C., & MacDonald, D. (1991). Effects of suspended sediment on aquatic ecosystems. *N Am J Fish Manag*, *11*, s. 72-82.
- Nielsen, E. (1997). Influence of the environment on the sole (*Solea solea*) recruitment in the Kattegat. Preliminary results. *ICES CM 1997/EE:04*. ICES.
- Nielsen, E., Bagge, O., & MacKenzie, B. (1998). Wind-induced transport of plaice (*Pleuronectes platessa*) early life-history stages in the Skagerrak-Kattegat. 39.
- Nielsen, J. R., Bastardie, F., Bekkevold, D., Worsøe Clausen, L., Huwer, B., Hüsey, K., . . . Gröhsler, T. (2011). Fish and Fisheries Investigations - Status Report. Fehmarn Belt.
- Nielsen, R. H. (2023). *Fugle 2020-2021. NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©.
- Nielsen, R., Holm, T., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K., Petersen, I., . . . J., B. (2023). *Fugle 2020-2021. NOVANA*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR531.pdf>
- NIRAS & Kalundborg Kommune. (2008). Forslag til lokalplan nr. 500 for Kalundborg Ny Vesthavn. Kalundborg Kommune.
- NIRAS. (2012). Desk study UXO Kriegers Flak. Offshore wind farm site. Udarbejdet for Energinet.
- NIRAS. (2015a). Bornholm Havmøllepark, VVM-redegørelse. Udarbejder for Energinet.
- NIRAS. (2015b). Vesterhav Nord off shore wind farm, EIA - Technical report, Underwater noise modelling. *Draft ver. 02*. Udarbejdet for Energinet.
- NIRAS. (2015e). Kriegers Flak Havmøllepark - Luftforurening - VVM-redegørelse Teknisk baggrundsrapport. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/kriegers_flak_havmoellepark_vvm_luftforurening_baggrundsrapport.pdf
- NIRAS. (2020). *Seaduck Assessment - Omø Syd and Jammerland Bugt Offshore Windfarms*. Energistyrelsen.
- NIRAS. (2021a). Aflandshage, Tamarapport om geotekniske og geofysiske undersøgelser.
- NIRAS. (2021b). Aflandshage Vindmøllepark, Miljøkonsekvensrapport. HOFOR Vind A/S.

- NIRAS. (2021c). Baggrundsrapport for Emissioner og Klima - Aflandshage Vindmøllepark. WAHA01-GEN-PRO-05-000009. HOFOR VIND A/S. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/baggrundsrapport_-_emissioner.pdf
- Normandeau, E., Tricas, T., & Gill, A. (2011). Effects of EMFs from Undersea Power Cables on Elasmobranchs and Other Marine Species. *OCS Study BOEMRE 2011-09*. Camarillo, Pacific OCS Region: U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Regulation, and Enforcement.
- NOVANA. (2022a). <https://novana.au.dk/arter/arter-2016/pattedyr/graasael>.
- NOVANA. (2022b). *Spættet sæl*. Hentet fra NOVANA: <https://novana.au.dk/arter/arter-2016/pattedyr/spaettet-sael/>
- NOAA. (2016). Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing-Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- NOAA. (2018). Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. National Marine Fisheries Service - U.S. Dept.
- Ojaveer, E. (1981). Marine pelagic fish in the Baltic Sea. I A. Voipio (Red.), *The Baltic Sea* (Årg. 30, s. 276-292). Elsevier Oceanography Series.
- Orbicon & Royal Haskoning. (2012). Horns Rev 3 - Hydrography, sediment spill, water quality, geomorphology and coastal morphology.
- Orbicon & Royal Haskoning. (2017). Jammerland Bay Nearshore A/S, Hydrography and sediment spill. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon | WPS. (2020a). *Vesterhav Nord vindmøllepark, Miljøkonsekvensrapport*. Vattenfall. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_nord_miljoekonsekvensrapport.pdf
- Orbicon | WSP. (2020b). *Vesterhav Syd vindmøllepark - Miljøkonsekvensrapport*. Vattenfall. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_syd_miljoekonsekvensrapport.pdf.
- Orbicon. (2008). *Havvindmøllepark ved Sprogø – Konsekvensvurdering for fugle. Rapport til Sund & Bælt Holding A/S. Orbicon A/S.*
- Orbicon. (2014a). Geofysisk teknisk notat. Udarbejdet for Omø South Nearshore A/S.
- Orbicon. (2014b). *Havmøllepark Horns Rev 3 - VVM redegørelse del 2*. Udarbejdet for Energistyrelsen og Naturstyrelsen.
- Orbicon. (2014c). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Fish Ecology Technical Report no. 5*. Udarbejdet for Energinet.
- Orbicon. (2014d). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Technical report no. 7. MARINE MAMMALS*. Udarbejdet for Energinet.
- Orbicon. (2014e). *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm. Benthic habitats and communities*. Hentet fra Energistyrelsen: https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/benthic_habitats_and_communities_v3_incl_appencices.pdf
- Orbicon. (2016). *Omø Syd kystnær Havmøllepark. VVM - Vurdering af virkninger på miljøet og miljørapport*. Udarbejdet for Omø South Nearshore A/S.
- Orbicon. (2017a). Jammerland Bay Nearshore A/S. Geofysisk teknisk notat. *vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon. (2017b). Jammerland Bay Nearshore A/S. Marinbiologisk baseline. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- Orbicon. (2018a). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. VVM - Vurdering af virkninger på miljøet.
- Orbicon. (2018b). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark: Teknisk baggrundsrapport. Påvirkninger af trækkende, rastende og ynglende fugle. *vedlagt som baggrundsrapport*.

- Ordtek. (2013). Unexploded Ordnance Desk Based Study with Risk Assessment. Sejerø Bugt Offshore Wind Farm. Udarbejdet for Energinet.dk.
- Ordtek. (2023). *Ordtek Mine Map*. Hentet fra Ordtek: <https://ordtek.com/mine-map/>
- OSPAR. (2005). Hentet fra http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00235/p00235_ce
- OSPAR. (2009). Trend analysis of maritime human activities and their collective impact on the OSPAR maritime areas. *Biodiversity Series*. OSPAR.
- OSPAR. (2020). 2019 updated Audit trail of OSPAR EACs and other assessment criteria used to distinguish. OSPAR.
- Ovesen, N. (2013). *Lærebog i Geoteknik, 2. udgave*. Polyteknisk forlag.
- Petereit, C., & Franke, A. (2011). Fish Communities. I *FEBEC, 2011. Fehmarnbelt Fixed Link EIA*. Femern A/S.
- Petersen et.al. (2006). *Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. Commissioned by DONG Energy and Vattenfall A/S. Danmarks Miljøundersøgelser*.
- Petersen, I., & Nielsen, R. (2011). Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. *National Environmental Research Institute*. Aarhus, Denmark: Report commissioned by Vattenfall A/S.
- Petersen, I., Nielsen, R., & Clausen, P. (2016). Vurdering af IBA'er (Important Bird Areas) i relation til fuglebeskyttelsesområder - med særligt henblik på marine arter og områder. *Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 202*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/TR202.pdf>
- Petersen, I., Nielsen, R., Pihl, S., Clausen, P., Therkildsen, O., Christensen, T., . . . Hounisen, J. (2010). Landsdækkende optælling af vandfugle i Danmark vinteren 2007/2008. *Arbejdsrapport fra DMU nr. 261*. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Petersen, I., Sterup, J., & Nielsen, R. (2019). Optællinger af vandfugle i den danske del af Nordsøen og Skagerrak, april og maj 2019. *Teknisk rapport nr. 158, 26*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/TR158.pdf>
- Pihl, L., & Wennhage, H. (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *J Fish Biol*, 61, 148-166.
- Pikist. (2022). <https://www.pikist.com/free-photo-inuja/download/da>.
- Plan- og Landdistriktsstyrelsen. (2021). *kort.plandata.dk*. Hentet fra [Plandata.dk: https://kort.plandata.dk/spatialmap](https://kort.plandata.dk/spatialmap)
- Popov, V. V., Ya., S. A., D., W., K., W., L., D., & S., a. W. (2011). Noise-induced temporary threshold shift and recovery in Yangtze finless porpoise *Neophocaena phocaenoides asiaeorientalis*.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . Tavolga, N. W. (2014). Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI. *ASA S3/SC1.4 TR-2014*. Springer Cham. doi:<https://doi.org/10.1007/978-3-319-06659-2>
- Popper, A., & Hastings, M. (2009). The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. *Journal of Fish Biology*, 3(75), 455-489.
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018a). Long-term exposure to wind turbine noise and redemption of antihypertensive medication: A nationwide cohort study. *Environ Int*, 121, 207-215. doi:10.1016/j.envint.2018.08.054
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018b). Long-term exposure to wind turbine noise at night and risk for diabetes: A nationwide cohort study. *Environ Res*, 145, 40-45. doi:10.1016/j.envres.2018.03.040

- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018c). Pregnancy exposure to wind turbine noise and adverse birth outcomes: a nationwide cohort study. *Environ Res*, 167, 770-775. doi:10.1016/j.envres.2018.09.011
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2018d). Short-term nighttime wind turbine noise and cardiovascular events: A nationwide case-crossover study from Denmark. *Environ Int*, 114, 160-166. doi:10.1016/j.envint.2018.02.030
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2019a). Impact of Long-Term Exposure to Wind Turbine Noise on Redemption of Sleep Medication and Antidepressants: A Nationwide Cohort Study. *Environ Health Perspect*, 127(3). doi:10.1289/EHP3909
- Poulsen, A., Raaschou-Nielsen, O., Peña, A., Hahmann, A., Nordsborg, R., Ketznel, M., . . . Sørensen, M. (2019b). Long-Term Exposure to Wind Turbine Noise and Risk for Myocardial Infarction and Stroke: A Nationwide Cohort Study. *Environ Health Perspect*, 127(3). doi:10.1289/EHP3340
- Prado, J., & Dremiere, P. (1990). *Fisherman's workbook*. Rome: FAO, Fisheries Department.
- RABC & CanWEA. (2020). Technical Information and Coordination Process Between Wind Turbines and Radiocommunication and Radar Systems.
- Rajasilta, M., Eklund, J., Kääriä, J., & Ranta-Aho, K. (1989). The deposition and mortality of the eggs of the Baltic herring, *Clupea harengus membras* L., on different substrates in the south-west archipelago of Finland. *J Fish Biol*, 34, 417-427.
- Rambøll . (2022). *CABLE SYSTEMS IN THE SWEDISH EEZ — IMPACT ASSESSMENT*. København: Energinet.
- Rambøll & WSP. (2021). Thor OWF - Technical Report - Commercial Fisheries. *Energinet*.
- Rambøll. (2012). Mejlfak Havmøllepark, VVM-Redegørelse. *Rambøll*.
- Rambøll. (2014). *SMÅLANDSFARVANDET HAVMØLLEPARK Radar og Radiokæder*. Rambøll for Energinet.dk November 2014. Ref:ROGC-S-RA-000086.
- Rambøll. (2015). Sæby Offshore Wind. Udarbejdet af Rambøll for Energinet.dk.
- Rambøll. (marts 2022). Støj fra solcelleanlæg. *Notat*.
- Rambøll. (2023). *Beregning af den samlede støj fra vindmøller ved planlægning af havvindmøller*. .
- Reitzel, C. A. (1992). *Atlas over Danmark - Den Danske Jordklassificering* (Årg. 3). København: Det Kongelige Danske Geografiske Selskab. Hentet fra Atlas over Danmark - Den Danske Jordklassificering: <https://rdgs.dk/publikationer/atlas-over-danmark-serie-1-bind-3-den-danske-jordklassificering.pdf>
- Richardson, W., Greene, C. R., Malme, C. I., & Thomson, D. H. (1995). Marine mammals and noise. *Academic Press*. San Diego.
- Richardson, W., Malme, C., Green, C. R., & Thomson, D. (1995). *San Diego, California, USA: Academic Press*.
- Ringkøbing Amt et. al. (2004). Danmarks kommuners geologi.
- Risø. (2000). Havmøllepark ved Rødsand. VVM-redegørelse. Baggrundsrapport nr. 0. Estimation of the 10 m wind field behind the proposed wind farm Rødsand.
- Rogers, S. (1992). Environmental factors affecting the distribution of sole (*Solea solea* (L.)) within a nursery area. *Netherlands Journal of Sea Research*, 29(1-3), 153-161.
- Rose, A., Brandt, M. J., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., . . . Piper, W. (2019). Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). BioConsult SH GmbH & Co. KG | IBL Umweltplanung GmbH | Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH.
- Roshan, S., DeVries, T., Wu, J., & Gedun, C. (2018). The internal cycling of zinc in the ocean. *Global Biochemical cycles*, 32(12), 1833-1849.
- Royal Haskoning. (2018). *UXO Clearance Cetacean Risk Assessment. Moray East Offshore Wind Farm*.

- Royal Haskoning. (2019). Norfolk Vanguard Offshore Wind Farm. The Applicant Responses to First Written Questions. Annex 1. Red-Throated Diver Displacement and Consequent Mortality: Assessment of Evidence.
- Russell, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. *Current Biology*, *24*, R638-R639. doi:10.1016/j.cub.2014.06.033
- Russell, D., Hastie, G., Thompson, D., Janik, V., Hammond, P., Scott-Hayward, L., . . . McConnell, B. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *The Journal of Applied Ecology*, *53*, 1642-1652.
- Rydell J., H. E. (2017). *Vindkraftens påverken på fåglar och fladdermöss. - Naturvårdsverket rapport 6740.*
- Rydell, J. (2006). *The diet of the parti-coloured bat Vespertilio murinus in Sweden.* Lund: Lund University.
- Rydell, J., Bach, L., Bach, P., Guia Diaz, L., Furmankiewicz, J., HAGNER-WAHLSTEN, N., . . . Hedenström, A. (2014). Phenology of Migratory Bat Activity Across the Baltic Sea and the South-Eastern North Sea. *Acta Chiropterologica*, *16*, s. 139-147. doi:10.3161/150811014X683354
- Scharff-Olsen. (2019). Diet of seals in the Baltic Sea region: a synthesis of published and new data from 1968 to 2013. *ICES Journal of Marine Science*.
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., & Teilmann, J. (2011). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, *6*, s. 10. doi:10.1088/1748-9326/6/2/025102
- Schnack, D. (2003). Fische und Fischerei in Ost- und Nordsee. *Meer und Museum*, s. 17, 96-103.
- Schomer, P., & Fidell, S. (2016). Introductory remarks for special issue on wind turbine noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, *139*, s. 1430-1430. doi:10.1121/1.4942436
- Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V., & Garthe, S. (2011). Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: Implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological applications*, *21*(5), 1851-60.
- SCOS. (2009). Scientific Advice on Matters Related to the Management of Seal.
- Seebens-Hoyer, A., Lothar Barch, P. B., Pommeranz, H., Göttische, M., Hill, C. C., Vardeh, S., . . . Mattges, H. (2021). Fledermausmigration über der Nord- und Ostsee. - Abschlussbericht zum F&E-Vorhaben "Auswirkungen von Offshore-Windparks auf den Fledermauszug über dem Meer" (FKZ 3515 82 1900, Batmove): 1-210.
- Service, N. M. (2018). Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing : underwater acoustic thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59.
- Siemens Gamesa. (2023). A clean energy solution - from cradle to grave. *Environmental Product Declaration SG 8.0-167 DD*. Hentet fra <https://www.siemensgamesa.com/-/media/siemensgamesa/downloads/en/sustainability/environment/siemens-gamesa-environmental-product-declaration-epd-sg-8-0-167.pdf>
- Skov- og Naturstyrelsen. (1989). Havbundsundersøgelser. Råstoffer og fredningsintere-resser – Storebælt. Oversigt. . *GEUS rapport nr. 29834*.
- Skov- og Naturstyrelsen. (2004). Kystlandskabet. Udpegning af Danmarks nationale interesseområder. Geologi-geomorfologi-kystdynamik.
- Skov, H., Heinänen, S., Norman, T., Ward, R., Méndez-Roldán, S., & Ellis, I. (2018). ORJIP Bird Collision and Avoidance Study. Final report – April 2018. *The Carbon Trust*, 247. United Kingdom.
- Slagelse Kommune. (2013). Landskabet i Slagelse Kommune. Landskabskarakterkortlægning. Teknik og Miljø.
- Slagelse Kommune. (2020). Kortlægning af flagermus - Registreringer Slagelse Kommunes vestlige del i 2019. *Slagelse Kommune*.

- Slots- og Kulturstyrelsen. (2018). Marinarkæologisk hørings svar ifm. anmeldelse af efterforskning. *MST sag: MST-864-00009*.
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022a). *Fund og Fortidsminder*. Hentet fra <https://www.kulturarv.dk/fundogfortidsminder/Kort/>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022b). *Havbundens fortidsminder*. Hentet fra Slots- og Kulturstyrelsen: <https://slks.dk/fortidsminder/marin>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022c). *Kulturhistoriske interesser på havbunden*. Hentet fra Slots- og Kulturstyrelsen: <https://slks.dk/marinarkaeologisk-vejledning/klassifikation-havbunden/>
- Slots- og Kulturstyrelsen. (2022d). *Fredede og bevaringsværdige bygninger*. Hentet fra Database over Fredede og bevaringsværdige bygninger: <https://www.kulturarv.dk/fbb/index.htm>
- Smed. (1982). Landskabskort over Danmark. *blad 3. og 4*. Geografforlaget, Brenderup.
- SNCB. (2022). *Joint SNCB Interim Displacement Advice Note. Advice on how to present assessment information on the extent and potential consequences of seabird displacement from Offshore Wind Farm (OWF) developments*.
- Soares et al. (2008). Soares, A.; Guieysse, B.; Jefferson, B.; Cartmell, E.; Lester, J., N.: *Nonylphenol in the environment: A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters*. Environment International, Volume 34, Issue 7, Pp. 1033-1049. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.01.004>.
- Southall, B. L., Finneran, J. J., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., . . . Tyack, P. L. (2019). Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*, 45(2), 125-232. doi: 10.1578/AM.45.2.2019.125
- Sparrevojn, C., & Støttrup, J. (2003). Bottom substrate preference in wild and reared turbot *Psetta maxima* L. *Journal of Fish Biology*, 63(1), s. 257.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Deurs, M. v., Berg, C. W., Dinesen, G. E., Mosegaard, H., . . . Leonhard, S. (2015). Long-term effects of an offshore wind farm in the North Sea on fish communities. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 528, s. 257-265.
- Strandingsmuseum St. George. (2015). Vedr. Anmodning om vilkår i forbindelse med DKM.
- Støttrup, J. (1999). Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund samt metoder til. *Danmarks Fiskeriundersøgelser*. DFU-rapport; Nr. 63-99.
- Støttrup, J., & Stokholm, H. (1997). Kunstige rev. Review om formål, anvendelse og potentiale i danske farvande. *Danmarks Fiskeriundersøgelser*.
- Støttrup, J., Dolmer, P., Røjbek, M., Nielsen, E., Ingvarsdén, S., Sørensen, P., & Sørensen, S. (2006). Kystfodring og kystøkologi - Evaluering af revlefodring ud for Fjaltring. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. DFU-rapport nr.: 171-07. Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Dolmer, P., Røjbæk, M., Nielsen, E., Ingvarsdén, S., Laustrup, C., & Sørensen, R. (2005). *Kystfodring og godt fiskeri. Undersøgelse af strandnær kystfodring ved Agger Tange*. DFU-rapport nr. 156-05. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- Støttrup, J., K., A. S., A., K., M., C., M., O. J., & E., P. (2017). *Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber. Nøglefiskerrapport 2014-2016*. DTU Aqua rapport nr. 320. Charlottenlund: Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Kokkalis, A., Christoffersen, M., Pedersen, E., Pedersen, M., & Olsen, J. (2020). Registrering af fangster med standardredskaber i de danske kystområder. Nøglefiskerrapport for 2017-2019. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. DTU Aqua-rapport nr. 375. Danmarks Tekniske Universitet.
- Støttrup, J., Sparrevojn, C., Nicolajsen, H., & Kristensen, L. (2012). Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber fra 2008-2010. *Institut for Akvatiske Ressourcer*. Danmarks Tekniske Universitet.

- Støttrup, J., Stenberg, C., Dahl, K. K., & Richardson, K. (2014). Restoration of a Temperate Reef: Effects on the Fish Community. *Open Journal of Ecology*, 4, 1045-1059.
- Stål, J., Pihl, L., & Wennhage, H. (2007). Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 71, s. 593-607. doi:10.1016/j.ecss.2006.09.008
- Sund & Bælt Holding A/S. (2008). Sprogø Havvindmøller - Vurdering af Virkninger på Miljøet - VVM-redegørelse . *Sund & Bælt Holding A/S*.
- Sundhedsstyrelsen. (2015). Miljø og Fødevareudvalget MOF Almindelig del. Svar på spørgsmål nr. 143.
- Sundhedsstyrelsen. (2023). *Højspænding*. Hentet fra Om ikke-ioniserende stråling: <https://sst.dk/da/viden/straalebeskyttelse/om-ikke-ioniserende-straaling/hoejspaending>
- Sveegaard, S. (2022). Survey report of the SCANS-IV aerial porpoise surveys. Danish participation (TEAM 1). *Scientific briefing no. 2022/74*. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.
- Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2018). Artsovervågning af marsvin. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L., Koblitz, J. C., Amundin, M., . . . Teilmann, J. (2015). Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, 3, 839-850.
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., & Teilmann, J. (2018). Marsvins udbredelse og status for de marine habitatområder i danske farvande. *Videnskabelig rapport nr. 284*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR284.pdf>
- Sveegaard, S., Nabe-Nielsen, J., Stæhr, K.-J., Jensen, T. F., Mouritsen, K. N., & Teilmann, J. (2012). Spatial interactions between marine predators and their prey: herring abundance as a driver for the distributions of mackerel and harbour porpoise. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES*, 468, 245-253.
- Sveegaard, S., Teilmann, J., Tougaard, J., & Dietz, R. (2011). High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *MARINE MAMMAL SCIENCE*, 27(1), 230-246. doi:10.1111/j.1748-7692.2010.00379.x
- Svendsen, J. C. (2020). Using Artificial-Reef Knowledge to Enhance the Ecological Function of Offshore Wind Turbine Foundations: Implications for Fish Abundance and Diversity. *Journal of Marine Science and Engineering*(5).
- Søfartsstyrelsen. (2023). *Havplan.dk*. Hentet fra Danmarks Havplan: <https://havplan.dk/da/news/newshoering2023>
- Søfartsstyrelsen. (2023). *Kvælstofoxid (NOx)*. Hentet fra Søfartsstyrelsen: <https://www.soefartsstyrelsen.dk/miljoe-and-klima/kvaelstofoxid-nox>
- Søgaard, B., & Asferg, T. (2007). Håndbog om arter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. *Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet*. Faglig rapport fra DMU nr. 635. 226 s. Hentet fra <https://www2.dmu.dk/pub/fr635.pdf>
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K., Pihl, S., Clausen, P., . . . Nygaard, B. (2005). Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 3. udgave. *Danmarks Miljøundersøgelser*. 462 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 457. Hentet fra <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Søgaard, B., Wind, P., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., Therkildsen, O., . . . Bladt, J. (2018). Arter 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE –Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 262. Hentet fra <https://dce2.au.dk/pub/SR262.pdf>
- Teilmann, J., & Galatius, A. (2018). Harbor Seal: *Phoca vitulina*. *Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition)*. B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs, editors. Academic Press., 451-455.
- Teilmann, J., Dietz, R., Larsen, F., Desportes, G., Geertsen, B., Andersen, L., . . . Buholzer, L. (2004). Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. *Faglig rapport fra DMU*. Danmarks

- Miljøundersøgelser. Hentet fra
https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rappporter/fr484_samlet.pdf
- Teilmann, J., Sveegaard, S., Dietz, R., Petersen, I., Berggren, P., & Desportes, G. (2008). High density areas for harbour porpoises in Danish waters. *National Environmental Research Institute, University of Aarhus*. 84 pp. - NERI Technical Report No. 657.
- Teilmann, J.; Carstensen, J. (2012). Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environ. Res. Lett.* 7 045101, s. DOI 10.1088/1748-9326/7/4/045101.
- Thiele. (1998). Underwater noise study from the icebreaker “John A. MacDonald”. *Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS*. Report 85.133.
- Thomas, L., Buckland, S., Rexstad, E., Laake, J., Strindberg, S., Hedley, S., . . . Burnham, K. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47, 5-14. doi:0.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Thomsen, A., Riis, M., & Marqvorsen, O. (2013). Air Coverage Test with SCANTER 4002 at Horns Rev Wind Farm I and II. TERMA. Hentet fra http://www.terma.com/media/155657/air_coverage_test_report_hornsrev_i_and_ii-mar_akt.pdf
- Thomsen, F., Ugarte, F., & Evans, P. G. (2005). Estimation of G(0) in line-transect surveys of cetaceans. *Cetacean Society Newsletter No. 44 – SPECIAL ISSUE*. European Cetacean Society.
- Thurrow, F. (1970). Über die Fortpflanzung des Dorsches *Gadus morhua* (L.) in der Kieler Bucht. *Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung*. Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung.
- Tjørnløv, R., Skov, H., Armitage, M., Barker, M., Jørgensen, J., Mortensen, L., & Thomas, K. U. (2023). *Resolving Key Uncertainties of Seabird Flight and Avoidance Behaviours at Offshore Wind Farms: Final Report for the study period 2020-2021*. DHI/Vattenfall.
- Torstensen, E., & Gjøsaeter, J. (1995). Occurrence of 0-group sprat (*Sprattus sprattus*) in the littoral zone along the Norwegian Skagerrak coast 1945-1992, compared with the occurrence of 0-group herring (*Clupea harengus*). *Fisheries Research*, 21, s. 409-421.
- Tougaard, J. (15. september 2014). DCE's vurdering af en række spørgsmål og forhold vedrørende offshore vindmølleparker i almindelighed og projektet Kattegatt Offshore i særdeleshed. *Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi for Renew Consulting and Construction*.
- Tougaard, J., & Michaelsen, M. (2018). Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Assessment of impact on marine mammals. *Scientific Report No. 286*. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Hentet fra <http://dce2.au.dk/pub/SR286.pdf>
- Tougaard, J., & Mikalsen, M. (2020). Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Addendum with revised and extended assessment of impact on marine mammals. Aarhus University, DCE –Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Scientific Report No. 366.
- Tougaard, J., Carstensen, J., Wisz, M., Jespersen, M., Teilmann, J., Ilsted Bech, N., & Skov, H. (2006a). Harbour Porpoises on Horns Reef - Effects of the Horns Reef Wind Farm. *Final Report to Vattenfall A/S. NERI*, 110 pp.
- Tougaard, J., Henriksen, O., & Miller, L. (2009). Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125(3766).
- Tougaard, J., Hermanssen, L., & Madsen, P. T. (2020). How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J Acoust Soc Am*.
- Tougaard, J., Sveegaard, S., & Galatius, A. (2021). Marine mammal species of relevance for assessment of impact from pile driving in Danish waters. Background note to revision of guidelines from the Danish

- Energy Agency. *Scientific note no. 2020/19*, 13. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Hentet fra https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_19.pdf
- Tougaard, J., Tougaard, S., Jensen, R. C., Jensen, T., Teilmann, J., Adelung, D., . . . Müller, G. (2006b). Harbour seals at Horns Reef before, during and after construction og Horns Rev Offshore Wind Farm. *Biological Papers from the Fisheries and Maritime Museum, No. 5*. Final report to Vattenfall A/S.
- Trafik- Bygge- og Boligstyrelsen. (2014). *Bestemmelser for Civil Luftfart BL 3-11. Bestemmelser om luftfartsafmærkning af vindmøller. Udgave 2, 28. februar 2014 red.*
- Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen. (2021). *Vejledning til BL 3-11 Bestemmelser om luftfartsafmærkning af vindmøller.*
- Trafik-, Bygge- og Boligstyrelsen og Forsvaret. (2020). *Dansk Luftrumsstrategi 2020+*. Trafikstyrelsen. Hentet fra <https://www.trafikstyrelsen.dk/da/-/media/TBST-DA/Luftfart/Publikationer/Dansk-luftrumsstrategi-2020.pdf>
- Trafikstyrelsen. (2011). *AMDT Flight Procedures IFR*. Danish Transport Authority.
- Trafikstyrelsen. (2021a). *Luftfart*. Hentet fra Trafikstyrelsen: <https://www.trafikstyrelsen.dk/DA/Luftfart.aspx>
- Trafikstyrelsen. (2021b). *Luftfartshindringer*. Hentet fra Trafikstyrelsen: <https://www.trafikstyrelsen.dk/arbejdsomraader/luftfart/Luftrum-og-luftfartshindringer/Luftfartshindringer#vindmoeller-og-andet-byggeri>
- Transport og Boligministeriet. (LBK nr 1149 af 13/10/2017). Bekendtgørelse af lov om luftfart. Hentet fra <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2017/1149>
- Unger, B., Nachtsheim, D., Ramírez Martínez, N., Siebert, U., Sveegaard, S., Kyhn, L., . . . Gilles, A. (2021). Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany and Sweden. *Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation and Swedish Agency for Marine and Water Management*. Hentet fra https://www.tihohannover.de/fileadmin/57_79_terr_aqua_Wildtierforschung/79_Buesum/downloads/Berichte/20210913_Report_MiniSCANSII_2020_revised.pdf
- United nations. (1991). Convention on environmental impact assessment in a transboundary context.
- uvjaegeren.dk. (2023). *Sportkort - de bedste Uv jagt steder*. Hentet fra uvjaegeren.dk: <https://uvjaegeren.dk/spotkort/>
- Van Den Berg, A. E., Jorgensen, A., & Wilson, E. R. (2014). Evaluating restoration in urban green spaces: Does setting type make a difference? *Landscape and Urban Planning*, 127, 173-181.
- Vandfugleogfriluftsliv.dk. (2023). *Kortlægning af vandfugle og friluftsliv*. www.vandfugleogfriluftsliv.dk.
- Vattenfall. (2020). *Vesterhav Syd vindmøllepark. Miljøkonsekvensrapport*. Hentet fra https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/vesterhav_syd_miljoekonsekvensrapport.pdf
- Vattenfall. (2023a). *Vesterhav Syd. External noise from offshore piling*.
- Vattenfall. (2023b). *Vesterhav Nord. External noise from offshore piling*.
- Vejbæk. (1997). Dybe strukturer i danske sedimentære bassiner. *Dansk Geologisk Tidsskrift*, 4.
- Verfuss, U., Miller, L., Pilz, P., & Schnitzler, H. (2009). Echolocation by two foraging harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *The Journal of Experimental Biology*, 212, 823-834.
- VidenOmVind. (08. 03 2023). *Vindmøllevinger og mikroplast*. Hentet fra Erosion af vingeforkanter: <https://videnomvind.dk/erosion-af-vingeforkanter/>
- Viquerat et al. (2014). Viquerat, S., Herr, H., Gilles, A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., & Teilmann, J. (2014). Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. *Marine Biology*, 161(4), 745–754. <https://doi.org/10.1007/>.
- vragguiden.dk. (2023). Hentet fra vragguiden.dk: <https://www.vragguiden.dk/overview.asp>

- Wade, P. (1998). I Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 14, s. 1-37.
- Wahl, E., & Alheit, J. (1988). Changes in distribution and abundance of sprat eggs during spawning season. *ICES CM 1988/H:45*. ICES CM.
- Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2005). Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine ecology progress series*, 288, s. 295-309.
- Warnar, T., Huwer, B., Vinther, M., Egekvist, J., & Reedtz, C. (2012). Fiskebestandenes struktur Fagligt baggrundsnotat til den danske implementering af EU's Havstrategidirektiv. *DTU Aqua-rapport nr. 254-2012*. DTU Aqua - Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Weber, W. (1970). Untersuchungen an den Beständen des Herings (*Clupea harengus* L.) der westlichen Ostsee. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Hohen Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. . *Ph.D. thesis*. Kiel: Christian-Albrechts-University, Kiel, Germany.
- Westerberg, H. (1994a). Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990-1993. *Fiskeriverket, Utredningskontoret*.
- Westerberg, H. (1994b). The transport of cod eggs and larvae through Öresund. *ICES Document CM 1994/Q:4*. Copenhagen: ICES.
- Westerberg, H., & Lagenfelt, I. (2008). Sub-sea power cables and the migration behaviour of the European eel. *Fisheries Management and Ecology*, 15, s. 5-6.
- Wetlands International. (17. 02 2022). *Waterbird Population Estimates*. Hentet fra Wetlands International: wpe.wetlands.org
- WHO. (2007a). Environmental Health Criteria 238 - EXTREMELY LOW FREQUENCY FIELDS. World Health Organization (WHO).
- WHO. (2007b). Exposure to extremely low frequency fields. World Health Organization (WHO).
- Wiemann, A., Andersen, L. W., Berggren, P., Siebert, U., Benke, H., Teilmann, J., . . . Tiedemann, R. (2010). Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv. Genet.*(11), s. 195–211DOI. doi:10.1007/s10592-009-0023-x
- Wilber, D., Carey, D., & Griffin, M. (2018). Flatfish habitat use near North America's first offshore wind farm. *Journal of Sea Research*(139), s. 24-32.
- Wind Estate. (Maj 2019). Udbygning af kystnært vindmølleprojekt ved Paludan Flak - Forudgående analyse, vurderinger og anbefalinger til forundersøgelse. Udarbejdet af Wind Estate A/S i samarbejde Planplus og WSP.
- Worsøe, L., Horsten, M., & Hoffmann, E. (2002). *Gyde- og opvækstpladser for komemrcielle fiskearter i Nordsøen, Skagerrak og Kattegat*. Charlottenlund: Danmarks Fiskeriundersøgelser.
- WSP & BioConsult SH. (2021). THOR OFFSHORE WIND FARM - MARINE MAMMALS. THOR offshore wind farm environmental investigations.
- WSP. (2022a). Jammerland Bay Nearshore A/S. Baseline for substrattyper, naturtyper samt udbredelsen af blåmuslinger. *Vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2022a). Jammerland Near Shore A/S. Baseline for substrattyper, naturtyper samt udbredelsen af blåmuslinger. *vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2022b). Jammerland Bay Nearshore A/S. Visuel vurdering af Jammerland Bugt Havmøllepark. Baggrundsrapport til miljøkonsekvensrapport. *Del A og del B vedlagt som baggrundsrapport*.
- WSP. (2023a). Flagermus og Havvind. *Version 1*. Notat udarbejdet til Energistyrelsen.
- WSP. (2024). Jammerland Bugt Kystnær Havmøllepark. Flagermuskortlægning. *Vedlagt som baggrundsrapport*.

Öhman, M., Sigray, P., & Westerberg, H. (2007). Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish. *Ambio A Journal of the Human Environment*, 36(8), s. 630-633.