



# GEOFYSISKE OG GEOTEKNISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ NORDSØ

Vurdering af påvirkning på havpattedyr

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 433

2021



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



# GEOFYSISKE OG GEOTEKNISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ NORDSØ

Vurdering af påvirkning på havpattedyr

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 433

2021

Line A. Kyhn<sup>1</sup>  
Signe Sveegaard<sup>1</sup>  
Anders Galatius<sup>1</sup>  
Jonas Teilmann<sup>1</sup>  
Jakob Tougaard<sup>1</sup>  
Mark Mikaelson<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

<sup>2</sup>NIRAS, A/S, Aarhus



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 433
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Geofysiske og geotekniske forundersøgelser til Energiø Nordsø
Undertitel:	Vurdering af påvirkning på havpattedyr
Forfattere:	Line A. Kyhn <sup>1</sup> , Signe Sveegaard <sup>1</sup> , Anders Galatius <sup>1</sup> , Jonas Teilmann <sup>1</sup> , Jakob Tougaard <sup>1</sup> og Mark Mikaelson <sup>2</sup>
Institutioner:	<sup>1)</sup> Aarhus Universitet, Institut for Bioscience & <sup>2)</sup> NIRAS, A/S, Aarhus
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivesesår:	Marts 2021
Redaktion afsluttet:	Marts 2021
Faglig kommentering:	Jacob Nabe-Nielsen
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Ekstern kommentering:	Energinet A/S. Kommentarerne findes her: <a href="http://dce2.au.dk/pub/komm/SR433_komm.pdf">http://dce2.au.dk/pub/komm/SR433_komm.pdf</a>
Finansiell støtte:	Energinet A/S
Bedes citeret:	Kyhn, L.A., Sveegaard, S., Galatius, A., Teilmann, J., Tougaard, J. & Mikaelson, M. 2021. Geotekniske og geofysiske forundersøgelser til Energiø Nordsø. Vurdering af påvirkning på havpattedyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport nr. 433 <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR433.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR433.pdf</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Folketinget har besluttet at etablere en energiø i Nordsøen. I denne rapport vurderes mulige påvirkninger på havpattedyr af de geofysiske og geotekniske forundersøgelser til Energiø Nordsøen. Vurderingen af mulige konsekvenser har taget udgangspunkt i brugen af en geofysisk lydkilde (sparker), der vurderes at være den mest betydelige kilde til påvirkning af havpattedyr i disse forundersøgelser. Risikovurderinger er foretaget for vågehval, hvidnæse, marsvin, spættet sæl og gråsæl. Risikoen for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er knyttet opstart af sparkeren og denne afstand vil række op til 620 m for marsvin og 1400 m for vågehvaler. For spættet sæl, gråsæl og hvidnæse vurderes risikoen at være på < 50 m. Hvis afværgeforanstaltninger (soft start) anvendes, vil denne påvirkning kunne afværges. Det vurderes, at alle havpatedyrarterne vil reagere på støjten fra forundersøgelserne i en afstand op til ca. 11 km fra surveyskibet. Der ligger ingen Natura 2000-områder med havpatedyr på udpegningsgrundlaget i en afstand fra forundersøgelsesområdet, hvor det vurderes at aktiviteterne kan få betydning inde i Natura2000-området.
Emneord:	Havvindmøllepark, forundersøgelser, marsvin, sæler, undervandsstøj, habitatområder, Natura2000
Layout:	Grafisk Værksted, SU Silkeborg
Foto forside:	Line A. Kyhn
ISBN:	978-87-7156-574-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	44
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <a href="http://dce2.au.dk/pub/SR433.pdf">http://dce2.au.dk/pub/SR433.pdf</a>

# Indhold

<b>Sammenfatning</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1 Baggrund</b>	<b>7</b>
<b>2 Havpattedyr af relevans for projektet</b>	<b>8</b>
2.1 Beskyttelse af hvaler og sæler	8
2.2 Marsvin ( <i>Phocoena phocoena</i> )	8
2.3 Hvidnæset delfin ( <i>Lagenorhynchus albirostris</i> )	10
2.4 Vågehval ( <i>Balaenoptera acutorostrata</i> )	10
2.5 Spættet sæl ( <i>Phoca vitulina</i> )	12
2.6 Gråsæl ( <i>Halichoerus grypus</i> , Fabricius)	13
2.7 Potentielt påvirkede Natura2000 områder	15
<b>3 Kriterier for påvirkning</b>	<b>17</b>
3.1 Høreskader	17
3.2 Adfærdspåvirkning/habitattab	17
<b>4 Modellering af påvirkninger</b>	<b>20</b>
4.1 Omfang af undersøgelerne	20
4.2 Sparker	22
4.3 Lydspredningsmodellering	22
<b>5 Forventede påvirkninger</b>	<b>23</b>
<b>6 Konklusion</b>	<b>28</b>
<b>7 Referencer</b>	<b>30</b>
<b>Bilag 1 Akustisk modellering</b>	<b>34</b>
Results	36
<b>Bilag 2 Direktionalitet af sparker</b>	<b>42</b>
Matlab-kode	44



## Sammenfatning

Folketinget besluttede i 2020 at etablere to energiøer i dansk farvand, en i Nordsøen og en i Østersøen. Energinet er herefter blevet pålagt at gennemføre geotekniske og geofysiske forundersøgelser, forud for de strategiske miljøkonsekvensvurderinger og udbud af koncessioner på havmølleparkerne. Energistyrelsen har bedt DCE – Nationalt Center for Energi og Miljø, Aarhus Universitet, om at vurdere påvirkninger af de geotekniske og geofysiske forundersøgelser på havpattedyr og Natura2000 områder udpeget på grundlag af havpattedyr. I denne rapport vurderes effekter på populationerne af hhv. marsvin, hvidnæse, vågehval, spættet sæl og gråsæl i Nordsøen. Der er udarbejdet en tilsvarende vurdering for de relevante bestande af havpattedyr i Østersøen.

Vurderingen af mulige konsekvenser har taget udgangspunkt i brugen af en geofysisk lydkilde (sparker), der vurderes at være den mest betydelige kilde til påvirkning af havpattedyr.

Risikoen for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er alene knyttet til tidspunkter, hvor sparkeren startes og denne afstand vil række op til 620 m for marsvin og 1400 m for vågehvaler. For spættet sæl, gråsæl og hvidnæse vurderes risikoen for at pådrage sig permanent høretab at begrænse sig til afstande < 50 m. Risikoen for permanent høretab for havpattedyr kan efter al sandsynlighed reduceres til ubetydelig ved anvendelse af en soft start procedure som afværgeforanstaltning.

Det vurderes, at alle havpattedyrarterne vil reagere på støjen fra forundersøgelserne i en afstand op til ca. 11 km fra surveyskibet. Det vurderes at påvirkningen på bestandsniveau fra adfærdsændringer er så begrænset i tid og rum, at effekten på populationsniveau for alle arter er lille.

Der ligger ingen Natura 2000-områder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget i en afstand fra forundersøgelsesområdet, hvor det vurderes at aktiviteterne kan få betydning inde i Natura2000-området.

Den samlede vurdering af påvirkningerne på havpattedyr (under anvendelse af soft start / ramp up) af de planlagte forundersøgelser er angivet i nedenstående tabel.

Art	Høretab (PTS)	Påvirkning på populationen af adfærdsændringer	Natura 2000
Marsvin	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Hvidnæse	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Vågehval	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Spættet sæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Gråsæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig

## Summary

The Danish Parliament decided in 2020 to establish two so-called *energy islands*, one in the North Sea and one in the Baltic Sea, southwest of Bornholm. [Energinet has been tasked](#) to carry out geotechnical and geophysical surveys in these areas, prior to the conduction of strategic environmental impact assessments and the tendering of concessions for the offshore windfarms to be built near the energy islands. The Danish Energy Agency has asked DCE – National Centre for Energy and Environment, Aarhus University to assess potential impacts of the geotechnical and geophysical surveys on marine mammals as well as on Natura2000 sites appointed for marine mammals. In this report, effects of the geotechnical and geophysical surveys on the relevant populations of harbour porpoise, white-beaked dolphin, minke whale, harbour seal and grey seal are assessed for the North Sea energy island area. A similar assessment has been conducted for the Baltic energy island.

The assessment of potential consequences has been centered on the use of a geophysical sound source (sparker), which was judged to be the most significant source of impact on marine mammals.

The risk of inflicting permanent damage to the hearing of marine mammals (permanent threshold shift, PTS) is limited to the time when the sparker is started prior to the survey within a range of up to 640 m for harbor porpoises and 1400m for minke whales. For harbor-, grey seals and white-beaked dolphins, the maximum range for potential infliction of permanent hearing loss is <50 m. This risk will likely be reduced to insignificant if a suitable soft start mitigation protocol is used.

It is estimated that all assessed species may react to the noise from the survey vessel at distances of up to 11 km. It is assessed that the impact of behavioral changes at a population level for all species is minor.

There are no Natura2000-areas within the range of potential behavioural changes. The impact on Natura2000 areas is therefore assessed as insignificant.

The complete assessment of possible impact of the planned geophysical surveys is shown in the table below.

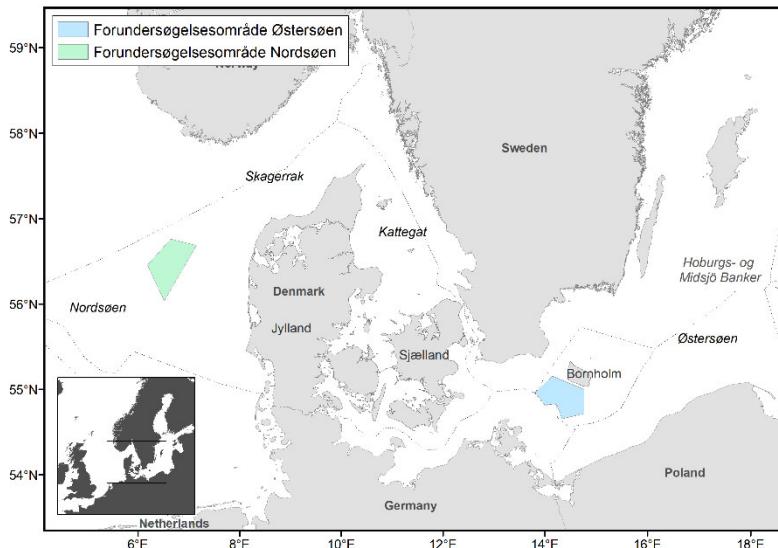
Species	Permanent hearing loss (PTS)	Impact on the population from behavioural changes	Natura 2000 sites
Harbour porpoise	Insignificant	Minor	Insignificant
White-beaked dolphin	Insignificant	Minor	
Minke whale	Insignificant	Minor	
Harbour seal	Insignificant	Minor	
Grey seal	Insignificant	Minor	

# 1 Baggrund

Med Folketingsbeslutningen i 2020 om etablering af to energiøer i danske farvande er Energinet blevet pålagt at gennemføre geotekniske og geofysiske forundersøgelser, forud for de strategiske miljøkonsekvensvurderinger og udbud af koncessioner på havmølleparkerne.

Der er planlagt to områder til de to energiøer, en i Nordsøen og en i Østersøen (se **Figur 1.1**).

**Figur 1.1.** Forundersøgelsesområder til energiøer i Nordsøen og Østersøen. Kilde: Energinet.



AU/DCE og NIRAS er i den forbindelse blevet bedt om at gennemføre en vurdering af konsekvenser for havpattedyr ved gennemførsel af de geofysiske og geotekniske forundersøgelser i de nævnte områder. Denne rapport beskriver de relevante arter af havpattedyr for forundersøgelsesområdet i Nordsøen og giver en vurdering af påvirkning på lokale bestande af havpattedyr, baseret på modellering af lydspredningen fra det geofysiske og geotekniske måleudstyr. En tilsvarende rapport beskriver forundersøgelsesområdet for Energiø Østersø.

Med folketingsbeslutningen 4. februar 2021 blev området for Energiø Nordsø nærmere indsnævret. Dette skete efter, at arbejdet med denne rapport blev påbegyndt og har betydet at to af de tre positioner hvor lydspredning er modellet af NIRAS ligger uden for det nye fastlagte område for energiøen. De nærmere konsekvenser af dette er diskuteret under præsentation af resultaterne.

Mark Mikaelsen fra NIRAS har stået for modellering af støjudbredelse fra forundersøgelsene.

Energinet har kommenteret et udkast til denne rapport inden færdiggørelsen.

## 2 Havpattedyr af relevans for projektet

Et stort antal arter af havpattedyr er registreret i danske farvande. Det er imidlertid kun et fåtal, der forekommer regelmæssigt og dermed er relevante for et projekt som energiøerne. Nedenfor gennemgås de arter, hvor forekomst er vurderet som sandsynlig i forundersøgelsesområdet for energiø Nordsøen under forundersøgelserne. Valget af arter inkluderet i vurderingerne følger anbefalingerne i Tougaard et al. (2020).

### 2.1 Beskyttelse af hvaler og sæler

Alle hvalarter står på bilag II og IV i EU's habitatdirektiv (92/43/EEC), og er ligeledes dækket under EU's havstrategidirektiv, hvor udbredelse, antal og bifangst skal rapporteres og evalueres under direktivets deskriptor 1. Derudover står de på bilag II i Bern Konventionen, bilag II i Bonn Konventionen og bilag II i *Convention on the international Trade in Endangered Species* (CITES), og er omfattet af småhvalaftalen '*Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas*' (ASCOBANS under Bonn Konventionen). Alle storhvaler er underlagt den Internationale Hvalfangstkommission, der beskytter og forvalter hvalerne og hvælfangst. Marsvin, hvidnæse og vågehvaler vurderes at være relevante for energiø Nordsøen. Alle arter er vurderet som havende gunstig bevaringsstatus ift. habitat direktivet og alle arter er på den danske Rødliste vurderet som *ikke truet* (LC).

Sælerne står på bilag II og V i EU's habitatdirektiv (92/43/EEC), og er ligeledes dækket under EU's havstrategidirektiv, hvor udbredelse, antal og bifangst skal rapporteres og evalueres under direktivets Deskriptor 1. De er listet på bilag II i Bern konventionen (19<sup>th</sup> september 1979), bilag II på Bonn konventionen og bilag II for *Convention on the international Trade in Endangered Species* (CITES). Endvidere har Danmark tiltrådt en trilateral aftale under *Conservation of Migratory Species of Wild Animals*, som er indført for at beskytte sæler i Vadehavet.

Gråsæl er på den danske Rødliste vurderet som sårbar (VU) og ift. habitatdirektivet som havende ikke-gunstig bevaringsstatus, mens spættet sæl er vurderet som *ikke truet* (LC) og som havende gunstig bevaringsstatus ift. Habitatdirektivet.

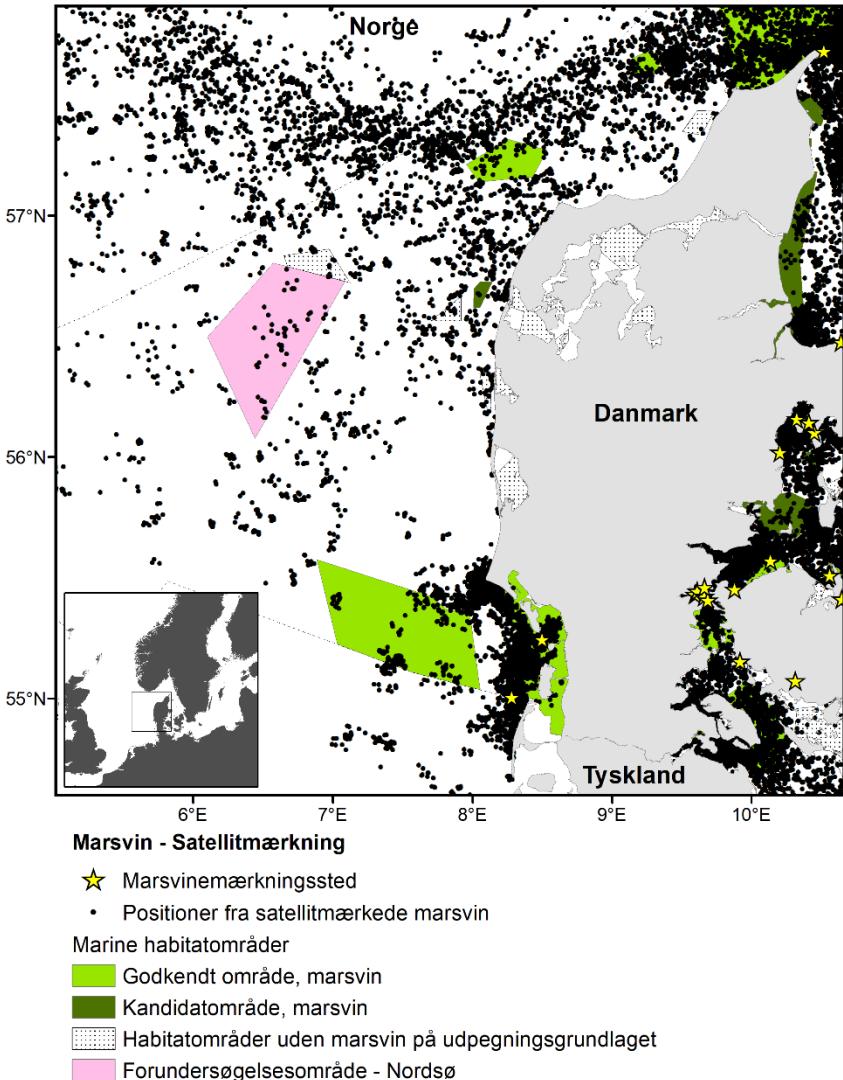
### 2.2 Marsvin (*Phocoena phocoena*)

I Nordatlanten strækker udbredelsen sig fra det sydøstlige USA op til Baffinøen, omkring den sydlige og vestlige del af Grønland, Island og Færøerne, nordlige Norge og sydpå ind i Østersøen og sydover til Vestafrika og i Sortehavet. Marsvin findes i store dele af de kystnære farvande under 200 m dybde, men om vinteren findes marsvin i store dele af Nordatlanten på alle dybder (Hammond m.fl. 2008a, Nielsen m.fl. 2018). Marsvinet er udbredt i alle danske farvande, men ses sjældent i Limfjorden og farvandet omkring Bornholm. Marsvin er på baggrund af forskelle i genetik, morfologi og bevægelsesmønstre opdelt i tre populationer/forvaltningsenheder: Nordsø-, Østersø- og Bælthavspopulationerne (Galatius et al., 2012; Sveegaard et al., 2015; Wiemann et al., 2010).

## 2.2.1 Udbredelse af marsvin i Nordsøen

Størrelsen af den samlede ”Nordsø-population” (Nordsø, Skagerrak og nordlige Kattegat) har ligget relativt stabilt omkring ca. 350.000 marsvin i perioden 1994-2016 (Hammond et al., 2017). Den bedste viden omkring marsvins bevægelser og adfærd stammer fra satellitmærkede dyr, der tilfældigt fanges levende i fiskeres bundgarn. Her kan de få påsat en satellitsender og blive sat fri igen. Det giver positions- og dykkedata via satellit i op til 1,5 år. **Figur 2. 1** viser, at de marsvin, der er mærket ved Skagen og i de indre farvande, jævnligt besøger forundersøgelsesområdet, men at det ikke ser ud til, at være et af de vigtigste områder for disse marsvin. Dog er mærkningsstederne langt fra undersøgelsesområdet (de gule stjerner på **Figur 2. 1**), og det er derfor uvist, i hvor høj grad data er repræsentative for marsvins reelle brug af området.

**Figur 2. 1.** Satellitdata for marsvin (n=134) mærket i Skagen, indre danske farvande og i Vadehavet. Hver prik repræsenterer et marsvins position på et givent tidspunkt, hvor der har været satellitkontakt.



## 2.2.2 Sårbare perioder for marsvin i Nordsøen

Nyfødte marsvinekalve er fuldstændigt afhængige af deres mor i de første 10 levemåneder, hvor de dier og langsomt skal lære at klare sig selv (Lockyer, 2003; Teilmann et al., 2007). De er derfor følsomme over for forstyrrelser, som kan føre til mor-kalv separation. I Nordsøen ses der kalve fra april til september med flest nyfødte i juni og juli (Sonntag et al., 1999). Den sårbare periode dækker derfor hele året for Nordsømarsvin.

Trusler ifølge IUCNs rødlistekategorier er 1) Fiskeri: bifangst i net, reduceret fødetilgængelighed og ødelæggelse af levesteder, 2) Forurening fra industri og landbrug, 3) Støjforurening, 4) Klima- og habitatændringer, 5) Rekreative aktiviteter: fysiske forstyrrelser og støj.

## 2.3 Hvidnæset delfin (*Lagenorhynchus albirostris*)

Hvidnæsen lever på åbent vand i Nordsøen og Skagerrak og ses sjældent nær kysten (Hammond et al., 2017). Hvidnæsen lever i tempererede og subarktiske farvande i Nordatlanten. Udbredelsen strækker sig fra Hvidehavet og havet omkring det sydlige Grønland i nord og ned til vandene ud for Portugal og Massachusetts (Hammond et al., 2013). Hvidnæser i Nordsøen samt nord og vest for De britiske Øer betragtes som en population (Galatius and Kinze, 2016).

### 2.3.1 Udbredelse af hvidnæse i Nordsøen

Hvidnæse er optalt tre gange i danske og tilstødende farvande under SCANS surveys i 1994, 2005 og 2016 (Hammond et al., 2017). Optællingerne viser, at der er en stabil samlet forekomst i Nordsøen på ca. 20.000 individer. Om dette repræsenterer miljøets bæreevne er uvist, da der ikke findes tal fra før 1994. De hvidnæser, der forekommer i danske farvande, tilhører bestanden i Nordsøen, som ikke kan opdeles i særskilte nationale bestande. Der er ikke nogen udbredelseskort for hvidnæse i forundersøgelsesområdet og generelt begrænset viden om artens bestandsstørrelse, variation i antal over året og adfærd i de danske farvande.

### 2.3.2 Sårbare perioder for hvidnæsen i Nordsøen

Hvidnæsen yngler i sommerhalvåret, hvor kalvene fødes og parringen foregår (Galatius et al., 2013). I denne periode, og de efterfølgende måneder, er mødre og kalve sandsynligvis særligt sårbare over for forstyrrelser, der kan føre til adskillelse. Hos andre mere velundersøgte delfinarter er kalvene afhængige af deres mødre i flere år.

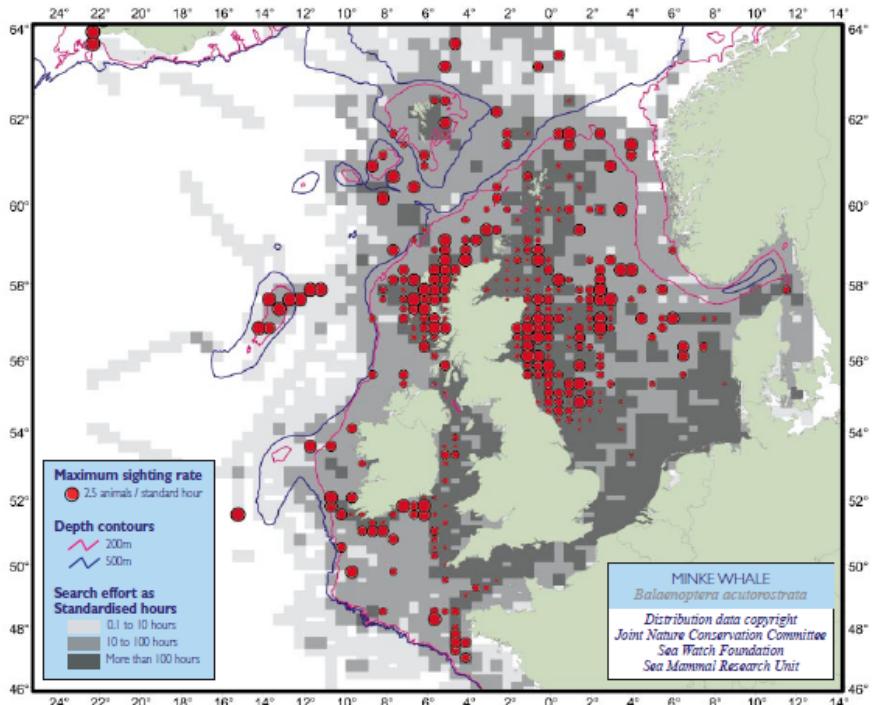
Trusler efter IUCNs rødlistekategorier er 1) Fiskeri: bifangst i net, reduceret fødetilgængelighed og ødelæggelse af levesteder, 2) Forurening fra industri og landbrug, 3) Støjforurening, 4) Klima- og habitatændringer.

## 2.4 Vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*)

Vågehval er vidt udbredt i alle oceaner på nær en 0-30 breddegraders strib omkring ækvator. Den er hovedsageligt knyttet til de tempererede og arktiske zoner af oceanerne (Perrin et al., 2018). Vågehvalen lever på det åbne vand i Nordsøen og Skagerrak og forekommer sporadisk i de indre dansk farvande (Hammond et al., 2017). Vågehvaler i Nordsøen er formentlig en del af en større population i det nordøstlige Atlanterhav.

#### 2.4.1 Udbredelse af vågehval i Nordsøen

**Figur 2.2.** Observationer af vågehvaler i Nordsøen og tilstødende farvande. Fra Reid et al. (2003).



Vågehval er overvåget tre gange i juli-august i de danske og tilstødende farvande under SCANS surveys i 1994, 2005 og 2016 (Hammond et al., 2002; Hammond et al., 2017; Hammond et al., 2013). Optællingerne tyder på, at der er en stabil samlet forekomst i Nordsøen på ca. 10.000 individer. De vågehvaler, der forekommer i danske farvande, tilhører bestanden i Nordsøen, som formentlig også bruger en større del af Nordatlanten. Der vides meget lidt om artens adfærd og årstidsmæssige variationer i forekomst og bestandsstørrelse i de danske farvande. To gange er der blevet mærket individer ved Skagen med satellitsender og begge gange er vågehvalerne svømmet nord om De britiske Øer og til området omkring De kanariske Øer i løbet af efteråret og vinteren (Teilmann upublicerede data). Der er således ikke tale om en selvstændig bestand i danske farvande. Der findes ikke egentlige udbredelseskort for vågehval i forundersøgelsesområdet i Nordsøen, men der er overlap mellem forundersøgelsesområdet og de områder af Nordsøen hvor vågehvaler observeres. Det drejer sig f.eks. om observationer fra fugle- og hvalsurveys (Reid et al., 2003; Waggitt et al., 2019), se **Figur 2.2**, og opportunistiske observationer fra danske boreplatforme i den centrale Nordsø, har vist at der jævnligt observeres både hvidnæse og vågehval fra marts-september (Delefosse et al., 2017). Vejret er dog så dårligt om vinteren, at der foretages meget få observationer fra platformene i den periode, og det er derfor usikkert i hvor høj grad der findes vågehvaler i området om vinteren. Generelt er vores viden om vågehvalers bestandsstørrelse, variation i antal over året og adfærd i de danske farvande begrænset.

#### 2.4.2 Sårbare perioder for vågehvaler i Nordsøen

Der findes ikke data til at afgøre hvornår vågehvaler er mest sårbare over for forstyrrelser i forundersøgelsesområdet, men der er observeret vågehvaler i alle størrelser i den del af Nordsøen og det må formodes at forundersøgelsesområdet har en vis betydning for vågehvaler (Reid et al., 2003). Der er ikke

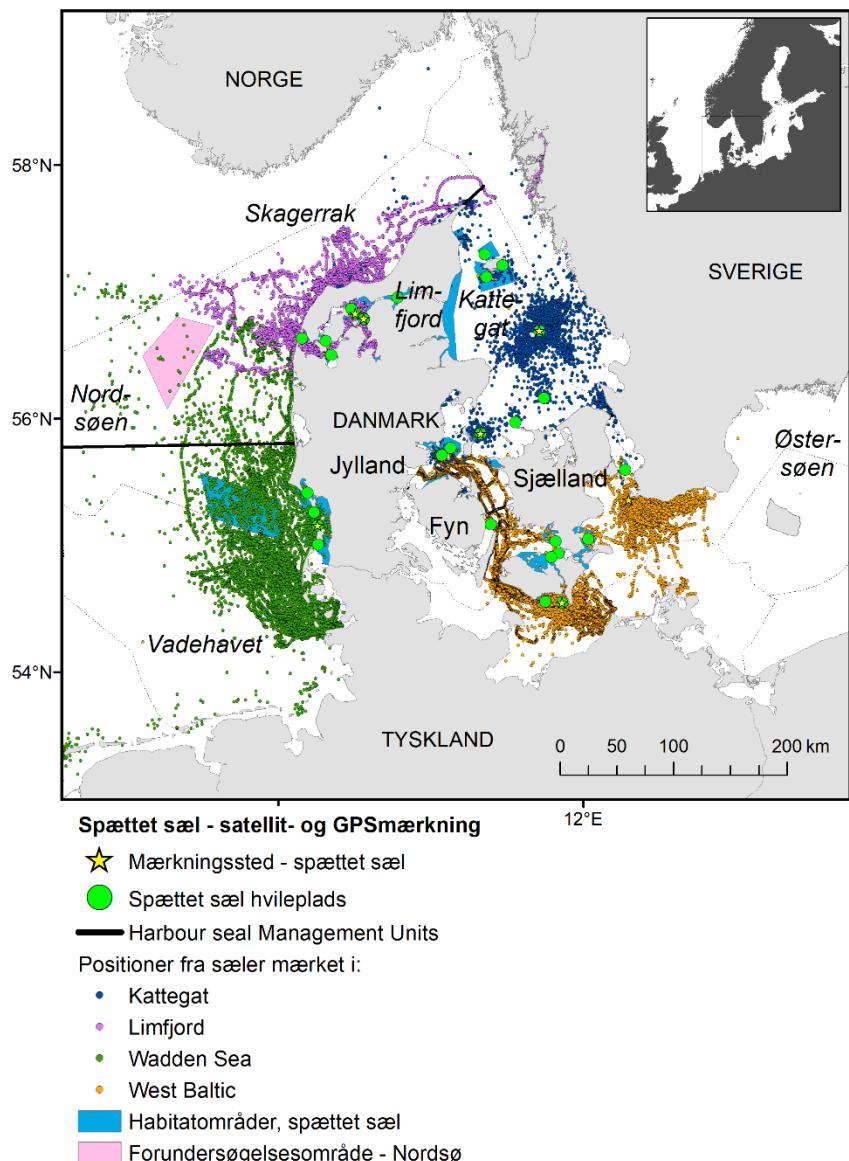
basis for at udpege særlige perioder på året hvor vågehvaler er mere følsomme over for undervandsstøj end resten af året.

Trusler efter IUCNs rødlistekategorier er 1) Fiskeri: reduceret fødetilgængelighed og ødelæggelse af levesteder, 2) Forurening fra industri og landbrug, 3) Støjforurening, 4) Klima- og habitatændringer.

## 2.5 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)

Spættet sæl er udbredt langs kyster på hele den nordlige halvkugle i den tempererede og subarktiske zone (Teilmann and Galatius, 2018). Udbredelsen i det nordøstlige Atlanterhav strækker sig fra De britiske Øer over Island op til Svalbard og Barentshavet og fra Nordsøen ind i den sydlige Østersø. Spættet sæl er vidt udbredt i danske farvande, på nær Østersøen omkring Bornholm (Søgaard et al., 2018). På baggrund af genetik og vandringsdata er der fundet fire geografisk adskilte bestande: Vadehavet (deles med Tyskland og Holland), Limfjorden, Kattegat (deles med Sverige) og den vestlige Østersø (deles med Sverige) (Olsen et al., 2014).

**Figur 2.3.** Udbredelse af spættede sæler påsat sender i en af de fire bestande af spættet sæl i dansk farvand (n=126). Sæler mærket i både Limfjorden og Vadehavet er relevante for forundersøgelsesområdet i Nordsøen. Data er fra spættede sæler mærket med satellitsendere. Grønne cirkler indikerer hvilepladser i Danmark og gule stjerner indikerer mærkningslokaler.



Bestanden af spættet sæl i Danmark steg, da den blev fredet i 1977 og sælresrvater blev etableret i Danmark. I perioden 2012-2017 har den samlede bestand af spættet sæl i hele Danmark varieret omkring 15.000 individer (Hansen and Høglund, 2019). Spættet sæl har været ramt af PDV (Phocine Distemper Virus) epidemier i 1988 og 2002, hvor op mod halvdelen af individerne i de fire danske bestande døde (Härkönen et al., 2006). I 2007 blev spættet sæl ramt af en ukendt sygdom (Härkönen et al., 2008) og i 2014 blev spættet sæl i Limfjorden, Kattegat og Vadehavet ramt af en fugleinfluenzaepidemi (Søgaard et al., 2018). I de senere år er bestandstilvæksten stagneret i Vadehavet og Limfjorden. Det tyder på, at bestandene af spættet sæl nærmer sig miljøets bæreevne.

### 2.5.1 Udbredelse af spættet sæl i Nordsøen

De nærmeste hvilepladser til forundersøgelsesområdet i Nordsøen er i Limfjorden og i Vadehavet. Individer herfra har været mærket med satellitsender og de har jævnligt besøgt forundersøgelsesområdet i Nordsøen, hvilket viser at området har en vis betydning for de spættede sæler (Figur 2. 3). Der er dog kun mærket et lille antal sæler og det er uvist i hvor høj grad disse data er repræsentative for områdets reelle værdi for spættede sæler. I Limfjorden fluktuerer bestanden talt på hvilepladserne meget fra år til år, og det skyldes sandsynligvis, at de vandrer ind og ud af fjorden afhængigt af tilgængeligheden af føde.

### 2.5.2 Sårbare perioder for spættet sæl i Nordsøen

Spættede sæler føder deres unger på land i maj-juni, hvor ungen fra fødslen kan følge med sin mor i vandet. De anvender hvilepladsen til diegivning i den første måned. I perioden juli-august fælder sælerne og er i denne periode afhængige af ro på deres hvileplads. Parringen finder sted i vandet, hvor hansæler opretholder territorier hvor hunnerne tiltrakkes med undervandslyde i nærheden af hvilepladsen eller 'patruljerer' efter parringsklare hunner (Boness, 2006). De nærmeste hvilepladser til Forundersøgelsesområde Nordsøen er i Limfjorden og Vadehavet. Spættede sæler er mest sårbare omkring hvilepladserne i perioden 1. maj til 1. september.

Trusler efter IUCNs rødlistekategorier er 1) Fiskeri: bifangst i net, reduceret fødetilgængelighed og ødelæggelse af levesteder, 2) Forurening fra industri og landbrug, 3) Støjforurening, 4) Klima- og habitatændringer, 5) Rekreative aktiviteter: fysiske forstyrrelser og støj.

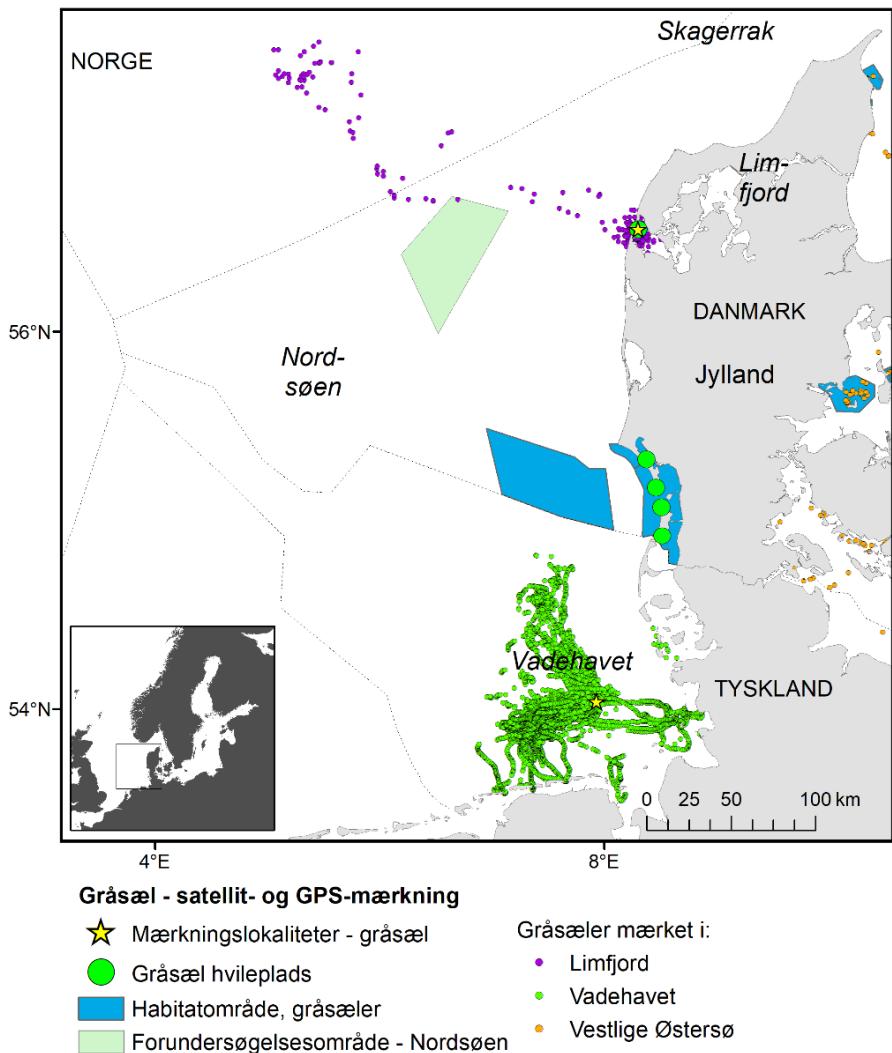
## 2.6 Gråsæl (*Halichoerus grypus*, Fabricius)

Gråsælen er udbredt i de tempererede og subarktiske dele af Nordatlanten (Bowen, 2016). På baggrund af genetiske undersøgelser er gråsælen opdelt i tre delbestande ved hhv. 1) Nordamerikas østkyst, 2) omkring De britiske Øer, Island og den norske kyst og 3) i Østersøen (Fietz et al., 2016; Graves et al., 2008). Gråsælen var frem til 1800-tallet almindelig og udbredt i danske farvande. Den ynglede frem til ca. 1900 ved de danske kyster. Arten blev siden bortskudt. Gråsælen genindvandrede til de danske farvande omkring år 2000. Den forekommer nu regelmæssigt og med stigende antal i Vadehavet, Kattegat og Østersøen (Søgaard et al., 2018).

## 2.6.1 Gråsæl i Nordsøen

Forekomsterne af gråsæl i forundersøgelsesområdet tilhører Nordsøbestanden. Antallet af besøgende gråsæler i har været stigende i de seneste fem år i Vadehavet og Limfjorden, mens antallet af unger født i Danmark stadig er meget lavt. I Vadehavet er optalt 300 individer og tre unger i 2020. Derudover hviler op til 50 gråsæler i den vestlige Limfjord, hvor der ikke er registreret unger. Forekomsterne af gråsæl i danske farvande er primært fødesøgende, ikke-ynglende sæler fra de store bestande i Storbritannien og det tysk/hollandske Vadehav. De fleste gråsæler i danske farvande er kun på visit og trækker til deres oprindelige fødesteder når de selv skal yngle. Der er kun mærket to gråsæler i Limfjorden og den ene har besøgt forundersøgelsesområdet (**Figur 2. 4**), så det må formodes at området har en vis betydning for arten.

**Figur 2. 4.** Data fra gråsæler påsat satellitsender i Limfjorden eller tysk Vadehav. Der er mærket to gråsæler i Limfjorden, og den ene har været i nærheden af/i forundersøgelsesområdet. Ingen af de i Tyskland mærkedede gråsæler har været i forundersøgelsesområdet. Grønne cirkler indikerer hvilepladser i Danmark og gule stjerner indikerer mærkningslokaliteter.



## 2.6.2 Sårbarer perioder for gråsæl i Nordsøen

Gråsæler er mest sårbar, når de skal føde deres unger, under parring og når de fælder. Hunsælen føder én unge på et uforstyrret sted og dier ungen i tre uger. Forstyrres mor og unge i denne periode, er der risiko for at moderen forlader ungen. Nordsøbestanden føder unger i december-januar, parringen finder sted efter dieperioden på ca. 3 uger. Gråsæler fra Nordsøen fælder i marts-april. Gråsæler er mest sårbar omkring deres hvilepladser i perioderne december-januar og marts-april.

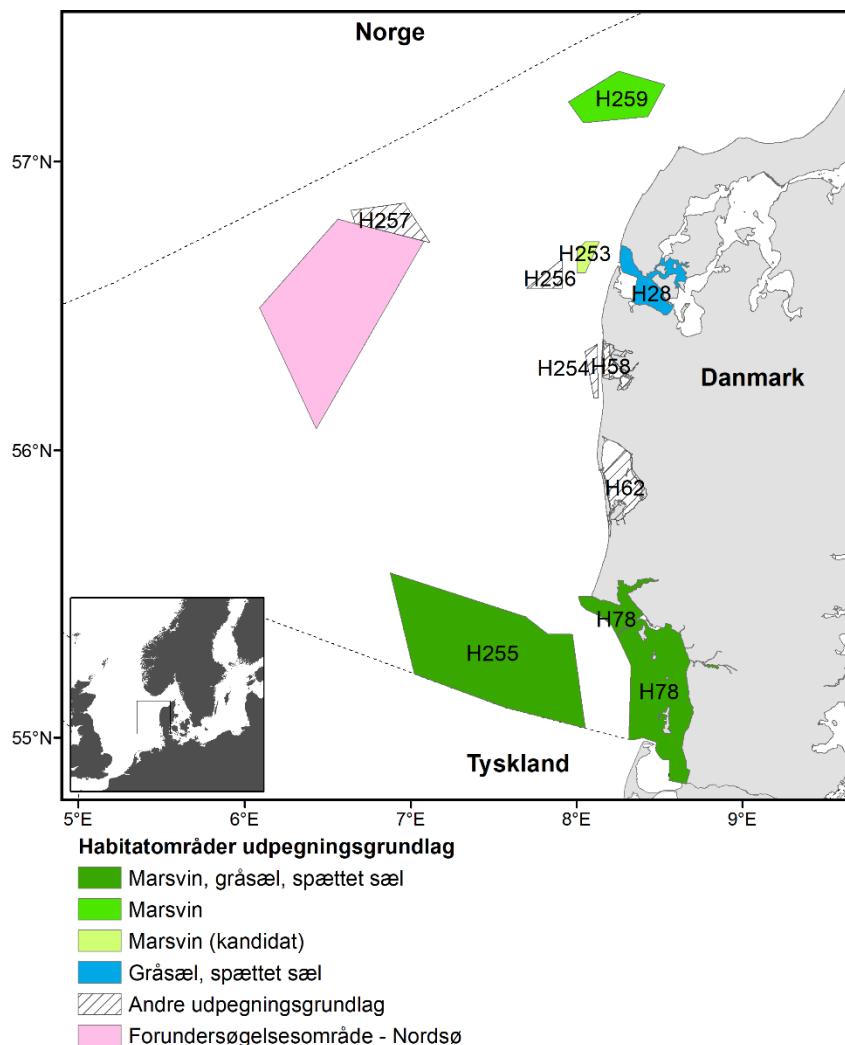
Trusler efter IUCNs rødlistekategorier er 1) Fiskeri: bifangst i net, reduceret fødetilgængelighed og ødelæggelse af levesteder, 2) Forurening fra industri og landbrug, 3) Støjforurening, 4) Klima- og habitatændringer, 5) Rekreative aktiviteter: fysiske forstyrrelser og støj.

## 2.7 Potentielt påvirkede Natura2000 områder

Der er et antal Natura2000 områder i nærheden af bruttoområdet for energiø Nordsøen, hvilket nødvendiggør en vurdering af mulige påvirkninger af forundersøgelserne i disse områder.

### 2.7.1 Nordsøen

**Figur 2.5.** Habitatområder (Natura 2000) indenfor 100 km afstand fra forundersøgelsesområde Nordsøen. Farver indikerer hvorvidt havpattedyr er på udpegningsgrundlaget for de enkelte områder. Habitatnumre er vist. For områdenavne se tabel 1.



I Nordsøen ligger et enkelt Natura2000 område (H257) inde i bruttoområdet. Udpegningsgrundlaget er imidlertid habitattypen rev, og ikke nogen arter af havpattedyr, hvorfor den ikke er relevant for forundersøgelsen mht. havpatedyr. Et antal andre områder ligger syd og øst for mølleområdet (Tabel 2.1), mens alle områder med havpatedyr i udpegningsgrundlaget ligger længere end 25 km væk.

**Tabel 2.1** Natura2000 områder i nærheden af Energiø Nordsøen

Habitat område nr.	Navn	Area (km <sup>2</sup> )	Min. afstand til un- dersøgelsesom- råde Nordsø (km)	Udpegningsgrundlag havpatedyr
H28	Agger Tange, Nissum Bredning, Skibsted Fjord og Agerø	257	74	Gråsæl, spættet sæl
H78	Vadehavet med Ribe å, Tved å og Varde å vest for Varde	1353	120	Marsvin, gråsæl, spættet sæl
H253	Sandbanker ud for Thyborøn	64	69	Marvin (kandidat)
H255	Sydlige Nordsø	2473	62	Marsvin, gråsæl, spættet sæl
H259	Gule Rev	473	77	Marsvin

### 3 Kriterier for påvirkning

Vurderingen af de mulige påvirkninger på havpattedyr følger grundlæggende standardvilkår for forundersøgelser (Energistyrelsen, 2018), men tilpasset nyere viden på området.

#### 3.1 Høreskader

For så vidt angår fysiske skader på havpattedyr som følge af udsættelse for kraftig lyd følges anbefalingerne fra USA (National Marine Fisheries Service, 2016; Southall et al., 2019), der er de facto standard på området (Best Environmental Practice). Hovedlinjerne i anbefalingerne er at grænseværdien for tiladelig eksponering af havpattedyr defineres af den mindste påvirkning der kan medføre et permanent høretab (PTS). Disse grænseværdier udregnes som kumuleret akustisk energi (eksponeret dosis, sound exposure level) over den samlede eksponering af dyret, dog begrænset til et maksimum på 24 timer. I praksis betyder dette at dosis skal beregnes for den samlede påvirkning et dyr udsættes for når opmålingsskibet sejler forbi dyret. Dosis beregnes fra frekvensvægtede lydtryk, hvorved der tages højde for at de forskellige arter ikke har lige god hørelse over hele frekvensspektret (**Tabel 3.1**).

**Tabel 3.1.** Grænseværdier anvendt for permanente høreskader for impulslyde fra sparke. Fra Southall et al. (2019).

Art/gruppe	Vægtning	Grænseværdi
Marsvin	VHF	155 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Hvidnæse	HF	185 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Vågehval	LF	183 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
Sæler	PCW	185 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$

#### 3.2 Adfærdspåvirkning/habitattab

Påvirkning fra støj kan også være i form af forstyrrelse af havpattedyrenes adfærd. Dette kan være i form af bortskræmning fra et større eller mindre område omkring støjkilden, hvilket giver ophav til et midlertidigt habitattab (dyrene antages at vende tilbage til området når støjkilden er væk). Påvirkningen kan også være en ændring af adfærdens uden bortskræmning, f.eks. i form af ophør af fødesøgning eller hvile (Bas et al., 2017). I begge tilfælde er effekten en negativ påvirkning af dyrenes energibalancen på grund af et øget energiforbrug til flugt og mindre tid til rådighed for fødesøgning. En enkeltstående, mindre påvirkning vil næppe have nogen målbar effekt på det enkelte dyr, men effekten akkumuleres over gentagne forstyrrelser og på et tidspunkt vil påvirkningen være tilstrækkelig til at dyrets overlevelse og/eller reproduktion påvirkes negativt. Sker dette samtidigt for et større antal individer vil den samlede effekt være en negativ påvirkning af bestanden (lavere negativ vækstrate).

Det er imidlertid meget vanskeligt at estimere disse påvirkninger på bestandsniveau og i praksis umuligt at måle dem direkte. Det er muligt at modellere den samlede påvirkning vha. individbaserede modeller såsom DEPONS modellen for marsvin (Nabe-Nielsen et al., 2018) men detaljegraden af disse modeller er ikke tilstrækkelig til at de kan anvendes på enkelprojekter, og slet ikke i så små områder som for forundersøgelserne. I stedet er de i **Tabel 3.2** angivne kvalitative kriterier anvendt i vurderingen.

Til beregning af udstrækningen af det forstyrrede areal er det nødvendigt at kende reaktionstærskler for støjpåvirkning for de forskellige arter. Det empiriske grundlag er ikke stort på området og kun for marsvin findes et enkelt bud på en generaliseret tærskel: 100 dB re. 1 µPa udregnet som rms-gennemsnit over 125 ms og frekvensvægtet med VHF-vægtningsfunktionen (Tougaard and Mikaelsen, 2020; Tougaard et al., 2015). For de øvrige arter findes ikke generaliserede reaktionstærskler, hvorfor reaktionsafstande må vurderes ved en mere kvalitativ sammenstilling med empiriske data.

**Tabel 3.2.** Kriterier for vurdering af påvirkning af adfærd hos havpattedyr. Tilpasset fra Sveegaard et al. (2017).

Påvirkning	Kriterier/betingelser
Ubetydelig	Antallet af påvirkede individer er ubetydeligt i forhold til populationens størrelse. Den samlede påvirkning af levested i området er ubetydelig.
Lille	Kortvarig forstyrrelse af en mindre del af det tilgængelige areal, som er uden betydning for dyrenes tidsbudget og energibalance.
Medium	Betydelig forstyrrelse af betydelige dele af det tilgængelige areal og/eller over et betydeligt tidsrum, med (midlertidigt) habitattab til følge og herved påvirkning af energibalancen for et betydeligt antal individer.
Betydelig	Svære forstyrrelser af store områder gennem længere tidsrum, med betydeligt (midlertidigt) habitattab til følge og heraf påvirkning af individers energibudget i en grad, der påvirker dyrernes overlevelses og ynglesucces.

Ved vurdering af påvirkning på en given population/art er det relevant at tage hensyn til dens følsomhed over for forstyrrelser. Følsomheden afhænger blandt andet af populationens bevaringsstatus og af om det pågældende område er af regional værdi, som det er vist i **Tabel 3.1**. Med undtagelse af gråsæl, vurderes alle de relevante havpatedyrpopulationer at have en lav følsomhed over for forstyrrelser, da populationerne har gunstig bevaringsstatus og har en anseelig udbredelse i Nordsøen i forhold til undersøgelsesområdets størrelse. Gråsælen har *ikke gunstig* bevaringsstatus, men da det først og fremmest skyldes, at yngleaktiviteten er meget lav og med meget begrænset udbredelse i Danmark, og forundersøgelsesområdet er langt fra nærmeste potentielle yngleområder i Limfjorden og Vadehavet, vurderes det på denne baggrund, at også gråsælers følsomhed overfor undervandsstøj i dette område af Nordsøen er lav.

**Tabel 3.1.** Vurderingskategorier og baggrund for vurdering af en bestands eller et områdes følsomhed over for forstyrrelser. Tilpasset fra Sveegaard et al. (2017).

Følsomhed	Kriterier
Lav	Populationen er i gunstig bevaringsstatus. Det påvirkede område inkluderer ikke regionalt vigtige områder anvendt til at yngle, fouragere eller til migration.
Moderat	Populationen er vurderet som havende ugunstig bevaringstilstand, men det påvirkede område inkluderer ikke regionalt vigtige områder anvendt til at yngle, fouragere eller til migration, <i>eller,</i> Populationen er i gunstig bevaringsstatus og det påvirkede område inkluderer vigtige områder anvendt til at yngle, fouragere eller til migration.
Høj	Populationen er vurderet at have ugunstig bevaringsstatus og det påvirkede område inkluderer regionalt vigtige områder anvendt til at yngle, fouragere eller til migration.

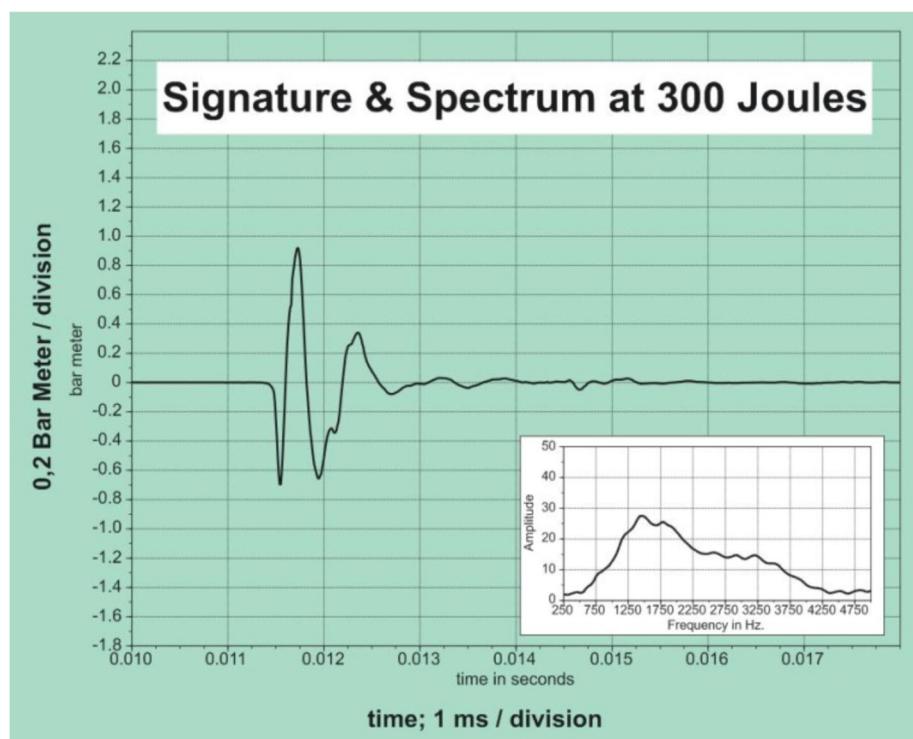
### 3.2.1 Påvirkning af habitatområder

For beskyttede områder (Natura2000) for arter omtalt i Habitatdirektivets bilag II skal der også foretages en vurdering af påvirkningen af habitatområderne. Da samtlige Natura2000-områder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget ligger mindst 25 km væk, og dermed længere væk end den afstand der forventes at kunne give adfærdsændringer hos de vurderede arter, vil påvirkning af Natura2000-områder ikke blive behandlet yderligere.

## 4 Modellering af påvirkninger

Det forventes, at en række forskellige opmålingsinstrumenter skal anvendes i forundersøgelserne. Nogle af disse er passive (f.eks. magnetometer), andre udsender lyd, der ligger uden for havpattedyrs høreområde (f.eks. side-scan sonar). Disse typer udstyr er derfor ikke vurderet. Af de øvrige aktive måleinstrumenter er det den såkaldte sparker, der påkalder sig størst opmærksomhed. En sparker anvendes til højopløsningsopmålinger af de øverste lag i havbunden (UHRS: ultra high resolution survey) og er en lydkilde bestående af et stort antal metalelektroder, hvormellem der kan påtrykkes en så stor elektrisk spænding at der springer en gnist. Denne gnist danner en luftboble, der kollapsede efterfølgende, hvilket giver ophav til en akustisk chokbølge, der anvendes til kortlægning af bunden. Den akustiske puls har et meget højt lydtryk ved kilden og indeholder energi primært i området 1-4 kHz (se **Figur 4.1**). Denne lydkilde forventes at være den dominerende i forhold til både omfang af undersøgelser (MMT, 2020) og påvirkningsafstande på havpattedyr (Crocker et al., 2019). Vurderingen af påvirkning ved forundersøgelserne for Energiø Nordsøen er derfor alene foretaget for brug af sparker.

**Figur 4.1.** Tryksignal (signatur) og frekvensspektrum fra en Geo-Source200. Kilde GEO Marine Survey Systems (2010)



### 4.1 Omfang af undersøgelserne

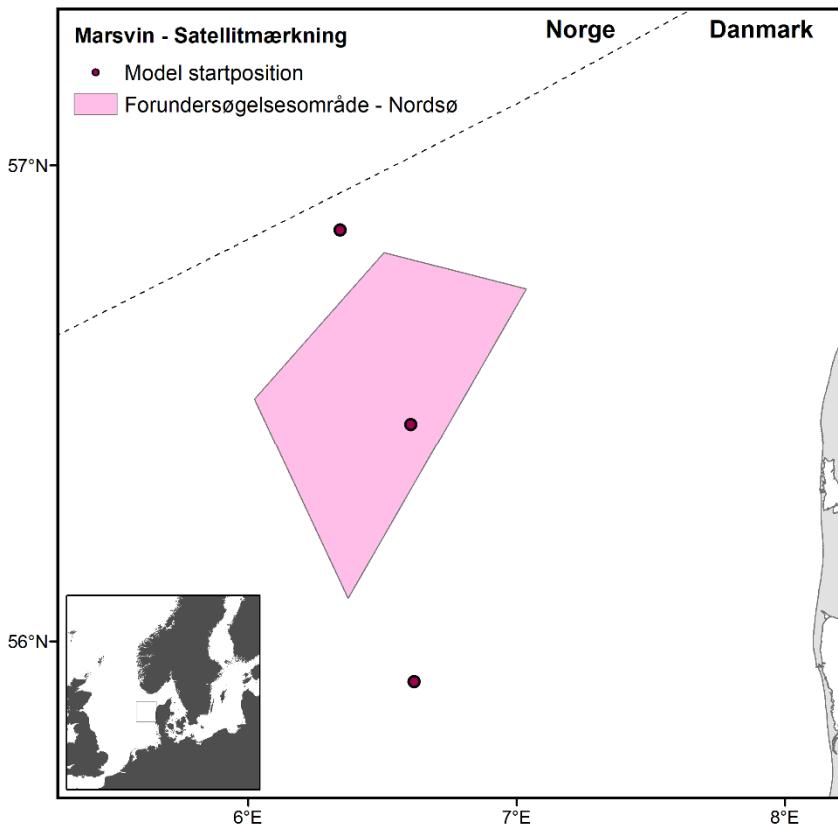
Omfangen af anvendelsen af sparker til forundersøgelserne for energiø Nordsøen var ikke kendt, da denne rapport blev skrevet. De relevante parametre for et sparker survey blev derfor ekstrapoleret ud fra de faktisk gennemførte geofysiske forundersøgelser ved Thor havmølleområdet (MMT, 2020). De relevante parametre er angivet i **Tabel 4.1**.

**Tabel 4.1.** Omfang af 2D UHRS-undersøgelser med sparker med M/V Franklin for Havmølleområdet Thor. Data fra survey rapporten (MMT, 2020).

Parameter	Kilde	Værdi
Areal af undersøgelsesområde	Tabel 6	440 km <sup>2</sup>
Linjeafstand 2D UHRS	Tabel 6	240 m
Total længe af transekter 2D UHRS	Tabel 6	2413 km
Total surveyperiode	Tabel 19	61 døgn
Varighed 2D UHRS	Tabel 19	19 døgn
2D UHRS andel af total	19d/61d	31%
Tæthed af transektilinjer	2413km/440 km <sup>2</sup>	5.5 km/ km <sup>2</sup>
Skudafstand	Tabel 26	0.5 m
Sejlhastighed (gnsn.)	Tabel 25	2 m/s (4 knob)
Skudfrekvens	0.5m/1.5m/s	3 Hz
Aktiv tid	5.5km/km <sup>2</sup> /1.5m/s	1time/ km <sup>2</sup>
Totalt antal skud	2413 km*0.5 m/skud	4.8 mill skud
Skudtæthed	4.8 mill / 440 km <sup>2</sup>	11000 skud/km <sup>2</sup>

De forventerede undersøgelsesområders areal og omtrentlige placering er oplyst af Energinet (**Figur 4.2**). Baseret på disse oplysninger og erfaringer fra Thor mølleområdet blev omfanget af forundersøgelserne estimeret. Disse estimerer er angivet i **Tabel 4.2**. Varigheden af selve UHRS opmålingen er beregnet ud fra en produktionsrate på 80 km/døgn (Energinet). Den resterende tid er linjeskift, vejrlig og stop af andre grunde.

**Figur 4.2.** Tre modellerede punkter, nord, midt og syd som udgangspunkt for støjudbredelse fra et sparker-survey. Hvert punkt udgør et eksempel på startposition for et sparker-survey. Forundersøgelsesområdet har ændret form siden modelleringen blev gennemført, hvorfor to af punkterne nu ligger udenfor selve forundersøgelsesområdet.



**Tabel 4.2.** Ekstrapolering af surveyomfang baseret på omfanget i Thor havmølleområdet (Tabel 4.1).

Parameter	Værdi
Areal af undersøgelsesområde	280 km <sup>2</sup>
Total længe af transekter 2D UHRS	1540 km
Total surveyperiode	39 d
Varighed 2D UHRS	19 d
<b>Totalt antal skud</b>	<b>3.1 mill</b>

1) Angivet for et enkelt af tre relativt ens modellerede områder. Det samlede omfang er således tre gange de angivne værdier.

## 4.2 Sparker

Lydsignalet fra geofysisk måleudstyr, herunder sparker, er dårligt beskrevet, men sparkeren vides at producere en kort puls med hovedvægten af energien omkring 1 kHz (Crocker et al., 2019; GEO Marine Survey Systems, 2010). Som input til lydspredningsmodelleringen blev anvendt et signal fra en Geo-Source200 (GEO Marine Survey Systems, 2010) (se **Figur 4.1**). Direktionaliteten af sparkeren, både i det vandrette og det lodrette plan, er dårligt kendt. Det er imidlertid en væsentlig parameter for modelleringen af lydspredningen, hvorfor et konservativt (forsigtighedsbaseret) bud på direktionaliteten i det lodrette plan blev lavet ved hjælp af en lydkildemodel for et fladt akustisk stempel med en diameter på 1.5 m. Se bilag 2 for detaljer.

## 4.3 Lydspredningsmodellering

Modellering af lydudbredelsen foregik med software-pakken dBSea (Pedersen and Keane, 2016). Detaljer findes i bilag 1. Kortfattet opbygges en model af havbunden baseret på viden om dybdeforhold og sedimentegenskaber. Hertil lægges en model for den vertikale lydhastighedsprofil, baseret på historiske målinger i tilstødende farvande. Lydkilden blev modelleret i 0.5 m dybde og lydudspredningen modelleret ud i et antal radier fra lydkildens position og modelleret i hele vandsøljens dybde. Disse radier kunne efterfølgende sammenstilles til et 2D kort, ved at tage maksimumsværdier for hvert punkt på radierne. Disse kort anvendes til vurdering af påvirkningsafstande for adfærd og høreskader.

## 5 Forventede påvirkninger

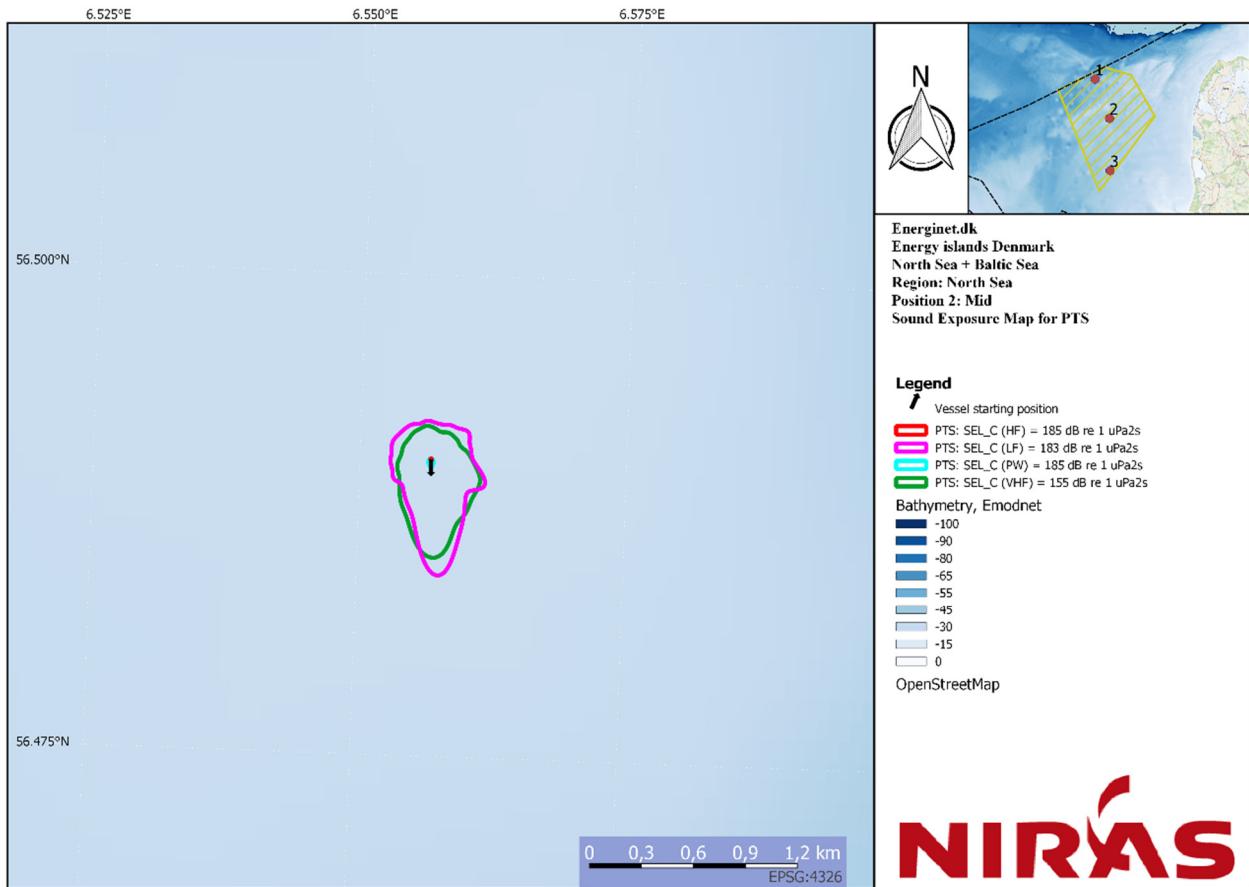
Påvirkningen fra en forundersøgelse med Innomar subbottom profiler og GeoSource 200 sparker er blevet vurderet i forhold til to påvirkningstyper, permanent hørenedsættelse (PTS) og habitattab som følge af adfærdsændringer. I alle tilfælde er det sparkeren, der udgør den største kilde til påvirkning (appendiks 1), hvorfor det alene er den, der er vurderet.

Modellering af støjudbredelse blev foretaget i tre positioner i forundersøgelsesområdet, hhv. Nord, Midt og Syd. Resultaterne af modellering af lydudbredelsen for de tre modelpositioner i Nordsøen ses i Tabel 5.1. For hvert område og art er angivet den største afstand hvor et dyr vil kunne pådrage sig en permanent hørenedsættelse (PTS) ved start af sparker uden brug af afværgeforanstaltninger. For marsvin er tillige angivet største afstand hvor en påvirkning af marsvins adfærd er sandsynligt.

**Tabel 5.1.** Påvirkningsafstande for havpattedyr for de tre modellerede punkter i forundersøgelsesområdet. Punkter er udgangspunkt for et modelleret sparkersurvey. Afstande for permanent hørenedsættelse (PTS) er beregnet som den største afstand et dyr kan opholde sig i ved start af sparker uden soft start og pådrage sig PTS. For adfærd er angivet største afstand hvor påvirkning kan forekomme. Adfærdsreaktioner for vågehval, hvidnæset delfin og sæler kendes ikke, og kan derfor ikke kvantificeres.

Art	Punkt	PTS	Adfærd
<b>Marsvin</b>			
	1: Nord	150 - 470 m	10 km
	2: Midt	170 - 570 m	9.5 km
	3: Syd	190 - 620 m	11 km
<b>Vågehval</b>			
	1: Nord	190 - 620 m	?
	2: Midt	200 - 700 m	?
	3: Syd	210 - 1400 m	?
<b>Hvidnæse</b>			
	1: Nord	< 10 m	?
	2: Midt	< 10 m	?
	3: Syd	< 10 m	?
<b>Sæler</b>			
	1: Nord	< 20 m	?
	2: Midt	20 - 50 m	?
	3: Syd	< 20 m	?

Det område hvor de forskellige arter af havpattedyr vurderes at kunne få permanent høretab fra sparkeren uden brug af afværgeforanstaltninger er illustreret i figur 5.1 for det midterste modelleringspunkt. Resultater for de to øvrige punkter, Nord og Syd, samt områder hvori det er sandsynligt at dyrene pådrager sig midlertidige hørenedsættelser (TTS) findes i Appendiks 1. Områderne fremstår æggeformede med den største afstand i retning foran skibet, hvilket skyldes at dyr, der er foran skibet ikke kan flytte sig så hurtigt væk fra lydkilden som dyr i andre retninger kan.



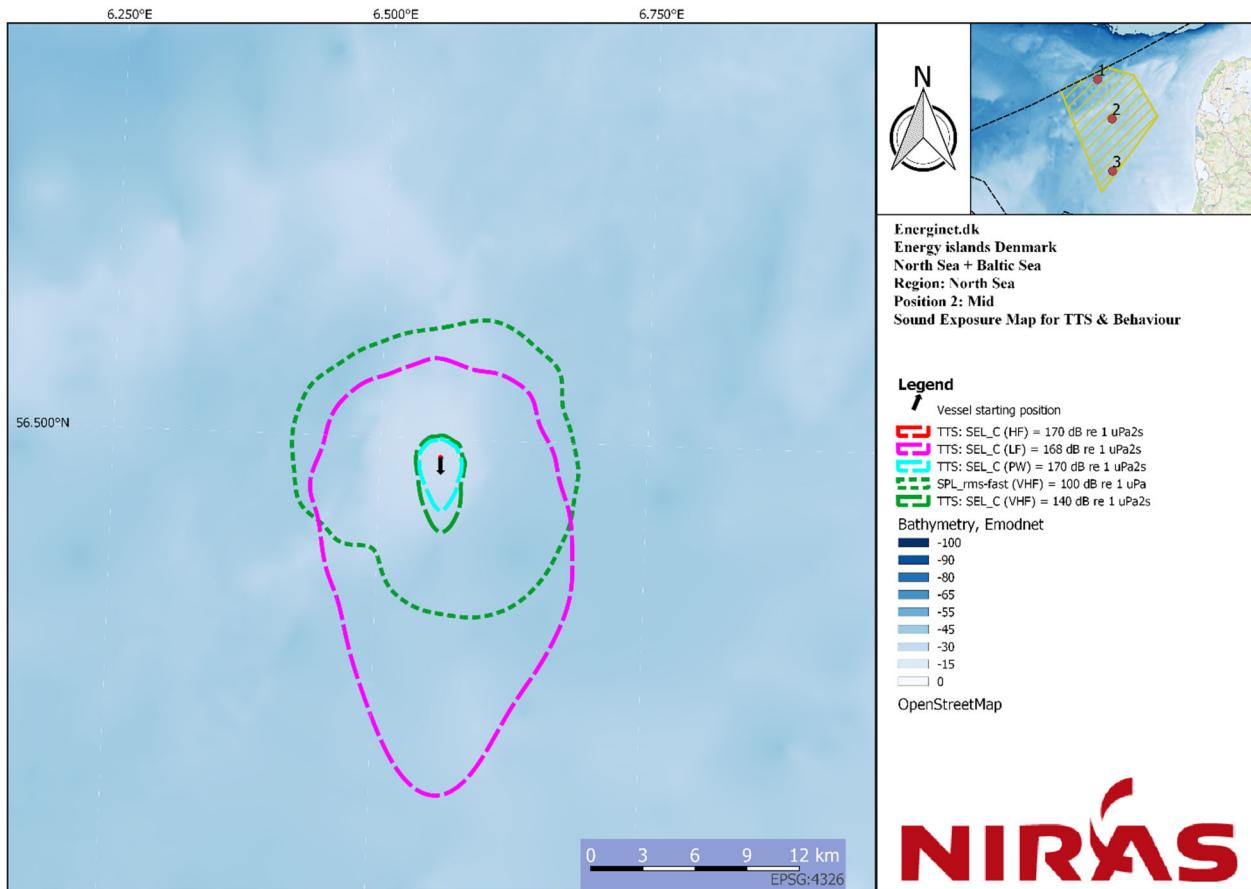
**Figur 5.1.** Polygonerne indrammer områder for hver art/artsgruppe hvor det er sandsynligt at dyrene vil kunne pådrage sig en permanent hørenedsættelse (PTS) ved opstart af survey uden afværgeforanstaltninger. Bemærk at polygoner for hvidnæse (HF) og sæler (PW) er så små at de nærmest ikke kan ses.

### 5.1.1 Påvirkning af marsvin

De modellerede afstande over hvilke der kan forventes adfærdsændringer for marsvin er vist i Tabel 5.1 og i **Figur 5.2**. Grænseværdien nås i en afstand af hhv. 10, 9.5 og 11 km fra de modellerede kilder i startpositionerne nord, midt, syd. Den meget lille forskel mellem de tre modellerede reaktionsafstande har uden tvivl baggrund i de temmeligt homogene forhold i denne del af Nordsøen, mht. bathymetri, bundsediment og hydrografi. Denne homogenitet betyder at den præcise position for modelleringen har ret lille betydning for reaktionsafstande og at det dermed er af mindre betydning for vurderingen, at de nordlige og sydlige modelområder ligger uden for det reviderede forundersøgelsesområde (jf. Folketingsbeslutning 4. februar 2021).

En reaktionstærskel på en afstand af ca. 10 km (**Tabel 5.1**, område 2) svarer til et påvirket areal på ca. 314 km<sup>2</sup>, hvilket kan forstås som det umiddelbare habitattab for hvert skud med sparkeren igennem den tid det tager at gennemføre forundersøgelsen. Denne varighed er på baggrund af THOR vindmøllepark vurderet som ca. 19 dage per modellerede område (3 modellerede områder, estimeret til i alt ca. 60 dage), se Tabel 4.2.

**Påvirkningen på bestanden af marsvin fra adfærdsændringer** vurderes at være **lille**, da det forventede habitattab som følge af forstyrrelser er lille i rum og tid i forhold til populationens udbredelse i Nordsøen.



**Figur 5.2.** Omfanget af området omkring opmålingsskibet hvor marsvin vurderes at reagere med ændret adfærd som følge af forundersøgelsen (grøn kort-stiplet linje), for undersøgelsesområde 2 i Nordsøen. [TTS-konturerne vil blive fjernet i endelig version].

Marsvin, der opholder sig i en afstand mellem 150 og 600 m fra surveyskibet når sparkeren tændes uden brug af afværgeforanstaltninger vurderes at være i risiko for at få en (mindre) permanent hørenedsættelse. Den præcise afstand afhænger af marsvinets placering i forhold til sejrlæringen på skibet; størst afstand for påvirkning findes umiddelbart foran skibet. Når først skibet er i bevægelse med aktiv sparker vil marsvin reagere på lyden i stor afstand og dermed aldrig nå inden for den kritiske afstand på 150-600 m.

Risikoen for at marsvin befinner sig inden for den afstand hvor der er risiko for PTS ved start af udstyret kan reduceres betydeligt ved at anvende en passende procedure for start, hvor den udsendte energi og/eller den anvendte skudfrekvens langsomt øges over en periode (soft start / ramp up) for at give marsvin tid til at svømme ud i sikker afstand inden der udsendes lyd med fuld energi.

**Samlet set vurderes påvirkningen på bestanden af marsvin i Nordsøen i kraft af permanent hørenedsættelse at være *ubetydelig*, navnlig hvis en passende procedure for start af udstyret (soft start) gennemføres.**

Det anbefales at anvende soft start / ramp up hver gang sparkeren skal tændes for at give marsvin tid til at forlade området inden der skrues fuldt op. Soft start / ramp up bør også anvendes efter pause i skydningen på over 15 min.

## Vågehval

Der findes ikke mange studier af effekten af impulslyde på vågehvaler og ingen generelt anerkendt generaliseret tærskel for udløsning af adfærdsreaktioner. Imidlertid findes en lang række studier, der dokumenterer at bardehvaler er følsomme overfor støj fra seismiske undersøgelser med luftkanoner (se f.eks. Blackwell et al., 2015; Dunlop et al., 2017; Kavanagh et al., 2019 for nylige studier). En analyse af visuelle observationer fra seismikskibe i farvandet omkring De britiske Øer dokumenterede at markant færre bardehvaler generelt og vågehvaler specifikt blev observeret fra seismikskibe med aktive luftkanoner i forhold til skibe uden aktive luftkanoner (Stone et al., 2017). Det er dog ikke muligt at kvantificere påvirkningen fra forundersøgelser med sparker på vågehvaler nærmere. Reaktionerne på seismik taget i betragtning vurderes det imidlertid at være meget sandsynligt at vågehvaler vil reagere negativt på støjen fra sparkeren og søge væk fra undersøgelsesområdet. Varigheden af sparkersurveyet er på baggrund af THOR vindmøllepark vurderet som ca. 19 dage per modellerede områder (3 modellerede områder, estimeret til i alt ca. 60 dage), se Tabel 4.2.

**Påvirkningen på bestanden af vågehvaler fra adfærdsændringer** vurderes at være *lille*, da det forventede habitattab som følge af forstyrrelser er lille i rum og tid i forhold til populationens udbredelse i Nordsøen.

Vurderingen af risikoen for at vågehvaler udsættes for permanent hørenedsættelse er behæftet med betydelig usikkerhed, da der ikke findes direkte målinger af hørelsen hos bardehvaler og slet ikke følsomheden over for hørenedsættelser. De beregnede påvirkningsafstande (maksimalt 1.4 km, **Tabel 5.1**) må derfor betragtes som en indikation af størrelsesorden mere end præcise estimerter.

Da risikoen for hørenedsættelser hos vågehval i lighed med marsvin kun vil forekomme i forbindelse med start af udstyret vurderes det som en meget sjælden begivenhed og ydermere muligt at afværge ved at gennemføre en passende opstartsprocedure (soft start), i lighed med situationen for marsvin. Samlet set vurderes det derfor at der er en meget lav sandsynlighed for at vågehvaler vil blive påført permanent hørenedsættelse som følge af forundersøgelserne og påvirkningen på bestanden af vågehvaler i Nordsøen vurderes derfor at være **ubetydelig**.

## Hvidnæse

Som for vågehval foreligger der få specifikke studier af påvirkning af hvidnæse. Stone et al. (2017) påviste at tandhvaler, i lighed med bardehvaler, reagerede negativt på seismikskibe omkring De britiske Øer. Signifikant færre hvidnæser blev observeret med aktive luftkanoner i forhold til uden luftkanoner og delfinerne kom ikke så tæt på skibet med aktive luftkanoner (Stone et al., 2017). Reaktionsafstanden kan ikke estimeres, da der ikke foreligger en generaliseret reaktionstærskel. Da hvidnæses hørelse imidlertid er sammenlignelig med marsvins for de lavere frekvenser vurderes det, at det ikke er sandsynligt at hvidnæser reagerer længere væk end marsvin, dvs. i omegnen af 10-11 km. Varigheden af sparkersurveyet er på baggrund af THOR vindmøllepark vurderet som ca. 19 dage per modellerede områder (3 modellerede områder, estimeret til i alt ca. 60 dage), se Tabel 4.2.

**Påvirkningen på bestanden af hvidnæser fra adfærdsændringer** vurderes at være *lille*, da det forventede habitattab som følge af forstyrrelser er lille i rum og tid i forhold til populationens udbredelse i Nordsøen.

Hvidnæse vurderes, i lighed med flertallet af delfinarter, at være betydeligt mindre følsom i forhold til at få hørenedsættelse som følge af støjpåvirkning (Southall et al., 2019) og det vurderes derfor på baggrund af de modellerede påvirkningsafstande (**Tabel 5.1**, under 10 m) at være usandsynligt at hvidnæser får permanente hørenedsættelser som følge af forundersøgelserne og påvirkningen vurderes at være **ubetydelig**.

Risikoen for at hvidnæser befinner sig i umiddelbar nærhed af survey skibet ved start af udstyret kan reduceres betydeligt ved at anvende en passende procedure for start, hvor den udsendte energi og/eller den anvendte skudfrekvens langsomt øges over en periode (soft start / ramp up) for at give hvidnæser tid til at svømme ud i sikker afstand inden der udsendes lyd med fuld energi.

#### **Spættet sæl og gråsæl**

I lighed med vågehval og hvidnæse findes ingen specifikke studier af reaktioner på geofysiske undersøgelser og der findes ikke generaliserede tærskler. Sammenlignende studier af reaktioner på f.eks. lyd fra sælskræmmere viser, at sæler reagerer mindre på disse signaler end marsvin gør (Mikkelsen et al., 2017). Samtidigt viser studier af sælers reaktioner på pæleramming i forbindelse med vindmøllebyggerier at sælerne reagerer på disse lyde på afstande, der er sammenlignelige med reaktionsafstande for marsvin (Russell et al., 2016), hvilket kan tænkes forklaret med sælernes bedre hørelse ved de lavere frekvenser. Samlet set vurderes det som usandsynligt at sæler reagerer ved større afstand end marsvin, dvs. de vurderes at reagere i en afstand på 10-11 km.

**Påvirkningen på bestandene af spættet sæl og gråsæl fra adfærdsændringer** vurderes at være **lille**, da det forventede habitattab som følge af forstyrrelser er lille i rum og tid i forhold til populationernes formodede udbredelse i Nordsøen.

Sæler vurderes i lighed med hvidnæse at være betydeligt mindre følsom overfor at få hørenedsættelse som følge af støjpåvirkning, med modellerede maksimale påvirkningsafstande på 50 m eller mindre (**Tabel 5.1**). Da sæler yderligere, i modsætning til hvaler, kan stikke hovedet op af vandet og gør dette ved påvirkning af støj (se f.eks. Blackwell et al., 2004; Kvadsheim et al., 2010) vil dyrene derfor aktivt kunne reducere påvirkningen og dermed risikoen for at erhverve høreskader. **Påvirkningen af forundersøgelserne på bestandene af spættet sæl og gråsæl i Nordsøen i form af høretab** som følge af forundersøgelserne vurderes derfor at være **ubetydelig**.

#### **5.1.2 Påvirkning af Natura2000 områder**

Der er ikke Natura2000 områder med havpattedyr i udpegningsgrundlaget inden for afstande hvor påvirkning kan forventes: 10-11 km, mod 28 km i afstand til det nærmeste relevante Natura2000-område, Sydlige Nordsø (Tabel 2.1). Påvirkningen af forundersøgelserne på Natura2000-områderne vurderes derfor til at være **ubetydelig**.

## 6 Konklusion

Påvirkninger fra undervandsstøj i forbindelse med geofysiske og geotekniske forundersøgelser med sparker for den planlagte Energiø Nordsø er blevet vurderet for de relevante arter af havpattedyr. Vurderingerne kan opsummes som følger:

### Høretab

- Risikoen for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er alene knyttet til tidspunkter, hvor sparkeren tændes.
- Det vurderes at vågehvaler og marsvin vil have risiko for at pådrage sig et permanent høretab, hvis de opholder sig i nærheden af surveyskibet når sparkeren tændes.
- For vågehvaler er afstanden for permanent hørenedsættelse modelleret til at være op til 1.4 km fra surveyskibet, afhængig af geografisk position og placering i forhold til skibets sejlretning.
- For marsvin er den tilsvarende afstand for permanent hørenedsættelse modelleret til at være op til 600 m.
- Risikoen for at vågehvaler og marsvin pådrager sig permanent høretab kan reduceres ved at gennemføre en dertil egnet gradvis opstart af udstyret (soft start).
- Påvirkningsafstande for hvidnæser og sæler vurderes at være så små at risikoen reelt er ubetydelig.
- Samlet set vurderes det, at påvirkningen fra permanent høretab forårsaget af forundersøgelserne er ubetydelig på bestandsniveau for alle vurderede arter af havpattedyr.

### Adfærdspåvirkninger

- Det vurderes at marsvin og vågehvaler vil reagere på støjen fra forundersøgelserne i betydelig afstand fra surveyskibet, op til 10 km for marsvin, muligvis mere for vågehvaler.
- Det vurderes at sæler og hvidnæser vil reagere på forundersøgelserne i ca samme afstand som marsvin.
- Da det påvirkede områdes areal (ca. 300 km<sup>2</sup>) er lille i forhold til Nordsøen og påvirkningen er relativt kortvarig (baseret på erfaringer fra THOR vindmølleområde, skønnet til 3 x 19 døgn) vurderes det, at påvirkningen på de respektive populationer af marsvin, hvidnæse, vågehval, spættet sæl og gråsæl vil være lille.

### Påvirkning af Natura2000-områder

- Det nærmeste Natura2000-område med havpattedyr i udpegningsgrundlaget ligger betydeligt længere fra forundersøgelsesområdet end de maksimale påvirkningsafstande for adfærd. Det vurderes derfor, at påvirkningen af forundersøgelserne på Natura2000-områderne er ubetydelig.

**Tabel 6.1.** Opsummering af vurdering af påvirkninger på populationsniveau i kraft af høretab (PTS, efter afværgeforanstaltning med ramp-up over en vis periode) og adfærdsstyrrelser, samt påvirkning af Natura 2000-områder udpeget for de relevante arter. Det nærmeste Natura 2000-område er over 25 km væk, og derfor vurderes påvirkningen at være ubetydelig.

Art	Høretab (PTS)	Påvirkning på populationen af adfærdsændringer	Natura 2000
Marsvin	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Hvidnæse	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Vågehval	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Spættet sæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig
Gråsæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig

## 7 Referencer

- Au, W.W.L., and M.C. Hastings. 2008. Principles of Marine Bioacoustics. Springer, New York.
- Bas, A.A., F. Christiansen, A.A. Öztürk, B. Öztürk, and C. McIntosh. 2017. The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLOS ONE*. 12:e0172970.
- Blackwell, S.B., J.W. Lawson, and M.T. Williams. 2004. Tolerance by ringed seals (*Phoca hispida*) to impact pipe-driving and construction sounds at an oil production island. *J. Acoust. Soc. Am.* 115:2346-2357.
- Blackwell, S.B., C.S. Nations, T.L. McDonald, A.M. Thode, D. Mathias, K.H. Kim, C.R. Greene, Jr., and A.M. Macrander. 2015. Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLOS ONE*. 10:e0125720.
- Boness, D.J., 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*, 61. 61:119-130.
- Bowen, C. 2016. *Halichoerus grypus - The IUCN Red List of threatened species*.
- Crocker, S.E., F.D. Fratantonio, P.E. Hart, D.S. Foster, T.F. O'Brien, and S. Labak. 2019. Measurement of Sounds Emitted by Certain High-Resolution Geophysical Survey Systems. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*. 44:796-813.
- Delefosse, M., M.L. Rahbek, L. Roesen, and K.T. Clausen. 2017. Marine mammal sightings around oil and gas installations in the central North Sea. *J. Mar. Biol. Ass. UK*. 98:993-1001.
- Dunlop, R.A., M.J. Noad, R.D. McCauley, E. Kniest, R. Slade, D. Paton, and D.H. Cato. 2017. The behavioural response of migrating humpback whales to a full seismic airgun array. *Proc. R. Soc. B*. 284.
- Energistyrelsen. 2018. Standardvilkår for forundersøgelser til havs.
- Fietz, K., A. Galatius, J. Teilmann, R. Dietz, A.K. Frie, A. Klimova, P.J. Palsbøll, L.F. Jensen, J.A. Graves, J.I. Hoffman, and M.T. Olsen. 2016. Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. *Molecular Ecology*. 25:4097-4112.
- Galatius, A., O.E. Jansen, and C.C. Kinze. 2013. Parameters of growth and reproduction of white-beaked dolphins (*Lagenorhynchus albirostris*) from the North Sea. *Marine Mammal Science*. 29:348-255.
- Galatius, A., and C.C. Kinze. 2016. *Lagenorhynchus albirostris* (Cetacea: Delphinidae). *Mammalian Species*. 48:35-47.

Galatius, A., C.C. Kinze, and J. Teilmann. 2012. Population structure of harbour porpoises in the Baltic region: evidence of separation based on geometric morphometric comparisons. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 92:1669-1676.

GEO Marine Survey Systems. 2010. Geo-Source 200 light weight marine multi-tip sparker system, Rotterdam, the Netherlands.

Graves, J.A., A. Helyar, M. Biuw, M. Jüssi, I. Jüssi, and O. Karlsson. 2008. Microsatellite and mtDNA analysis of the population structure of grey seals (*H Harichoerus grypus*) from three breeding areas in the Baltic Sea. *Conservation Genetics*. 10:59-68.

Hammond, P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold, and N. Øien. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*. 39:361-376.

Hammond, P.S., C. lacey, A. Gilles, S. Viquerat, P. Börjesson, H. Herr, K. Macleod, V. Ridoux, M.B. Santos, M. Scheidat, J. Teilmann, J. Vingada, and N. Øien. 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys, St. Andrews.

Hammond, P.S., K. Macleod, P. Berggren, D.L. Borchers, L. Burt, A. Cañadas, G. Desportes, G.P. Donovan, A. Gilles, D. Gillespie, J. Gordon, L. Hiby, I. Kuklik, R. Leaper, K. Lehnert, M. Leopold, P. Lovell, N. Øien, C.G.M. Paxton, V. Ridoux, E. Rogan, F. Samarra, M. Scheidat, M. Sequeira, U. Siebert, H. Skov, R. Swift, M.L. Tasker, J. Teilmann, O. Van Canneyt, and J.A. Vázquez. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biological Conservation*. 164:107-122.

Hansen, J.W., and S. Høgslund. 2019. Marine områder 2018. NOVANA. . In Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi., Roskilde, Danmark. 156.

Härkönen, T., B.M. Backlin, T. Barrett, A. Bergman, M. Corteyn, R. Dietz, K.C. Harding, J. Malmsten, A. Roos, and J. Teilmann. 2008. Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. *The Veterinary Record*. 162:555-556.

Härkönen, T., R. Dietz, P. Reijnders, J. Teilmann, K.C. Harding, A. Hall, S. Brasseur, U. Siebert, S.J. Goodman, P.D. Jepson, T.D. Rasmussen, and P. Thompson. 2006. A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. *Diseases of Aquatic Organisms*. 68:115-130.

Kavanagh, A.S., M. Nykanen, W. Hunt, N. Richardson, and M.J. Jessopp. 2019. Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem. *Sci Rep*. 9:19164.

Kvadsheim, P.H., E.M. Sevaldsen, L.P. Folkow, and A.S. Blix. 2010. Behavioural and Physiological Responses of Hooded Seals (*Cystophora cristata*) to 1 to 7 kHz Sonar Signals. *Aquatic Mammals*. 36:239-247.

Lockyer, C. 2003. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. *NAMMCO Sci. Publ.* . 5.

Mikkelsen, L., L. Hermannsen, K. Beedholm, P.T. Madsen, and J. Tougaard. 2017. Simulated seal scarer sounds scare porpoises, but not seals: species-specific responses to 12 kHz deterrence sounds. *Roy.Soc.Open Sci.* 4:170286.

MMT. 2020. Thor Offshore Wind Farm site investigations. Lot 1 Operations report 103282-ENN-MMT-SUR-REP-OPEREPL1-B to Energinet, Västra Frölunda, Sweden.

Nabe-Nielsen, J., F.M. van Beest, V. Grimm, R.M. Sibly, J. Teilmann, and P.M. Thompson. 2018. Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Cons. Lett.*

National Marine Fisheries Service. 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. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-55, Silver Spring, MD. 178.

Olsen, M.T., L.W. Andersen, R. Dietz, J. Teilmann, T. Häkkinen, and H.R. Siegismund. 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology*. 23:815-831.

Pedersen, R.S., and M. Keane. 2016. Validation of dBSea, underwater noise prediction software. Pile driving focus. *J. Shipping Ocean Eng.*

Perrin, W.F., S.D. Mallette, and R.L. Brownell. 2018. Minke Whales: *Balaenoptera acutorostrata* and *B. bonaerensis*. In *Encyclopedia of Marine Mammals* (Third Edition). B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs, editors. Academic Press. 608-613.

Reid, J.B., P.G.H. Evans, and S.P. Northridge. 2003. Atlas of cetacean distribution in north-west European waters, Peterborough, U.K.

Russell, D.J.F., G.D. Hastie, D. Thompson, V.M. Janik, P.S. Hammond, L.A.S. Scott-Hayward, J. Matthiopoulos, E.L. Jones, and B.J. McConnell. 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *J. Appl. Ecol.*:1-11.

Søgaard, B., P. Wind, S. Sveegaard, A. Galatius, J. Teilmann, O.R. Therkildsen, P. Mikkelsen, and J. Bladt. 2018. Arter 2016. Novana. In *Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Vol. 262*. D.-N.C.f.M.o.E. Aarhus Universitet, editor. 40.

Sonntag, R.P., H. Benke, A.R. Hiby, R. Lick, and D. Adelung. 1999. Identification of the first harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) calving ground in the North Sea. *Journal of Sea Research*. 41:225-232.

Southall, B.L., J.J. Finneran, C. Reichmuth, P.E. Nachtigall, D.R. Ketten, A.E. Bowles, W.T. Ellison, D.P. Nowacek, and P.L. Tyack. 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals*. 45:125-232.

Stone, C.J., K. Hall, S. Mendes, and M.L. Tasker. 2017. The effects of seismic operations in UK waters: analysis of Marine Mammal Observer data. *J.Cet.Res.Managem.* 16:71-85.

Sveegaard, S., A. Galatius, R. Dietz, L. Kyhn, J.C. Koblitz, M. Amundin, J.

Nabe-Nielsen, M.-H.S. Sinding, L.W. Andersen, and J. Teilmann. 2015. Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphology, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*. 3:839-850.

Sveegaard, S., A. Galatius, and J. Tougaard. 2017. Marine mammals in Finnish, Russian and Estonian waters in relation to the Nord Stream 2 project. Expert Assessment. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 238. 80.

Teilmann, J., and A. Galatius. 2018. Harbor Seal: *Phoca vitulina*. In Encyclopedia of Marine Mammals (Third Edition). B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K.M. Kovacs, editors. Academic Press. 451-455.

Teilmann, J., F. Larsen, and G. Desportes. 2007. Time allocation and diving behaviour of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in Danish and adjacent waters. *J.Cet.Res.Managm.* 9:201-210.

Tougaard, J., and M. Mikaelson. 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., S. Sveegaard, and A. Galatius. 2020. 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. Draft., Roskilde.

Tougaard, J., A.J. Wright, and P.T. Madsen. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. *Mar.Pollut.Bull.* 90:196-208.

Urick, R.J. 1983. Principles of underwater sound. McGraw-Hill, New York.

Waggitt, J.J., P.G.H. Evans, J. Andrade, A.N. Banks, O. Boisseau, M. Bolton, G. Bradbury, T. Brereton, C.J. Camphuysen, J. Durinck, T. Felce, R.C. Fijn, I. Garcia-Baron, S. Garthe, S.C.V. Geelhoed, A. Gilles, M. Goodall, J. Haelters, S. Hamilton, L. Hartny-Mills, N. Hodgins, K. James, M. Jessopp, A.S. Kavanagh, M. Leopold, K. Lohrengel, M. Louzao, N. Markones, J. Martínez-Cedeira, O. Ó Cadhla, S.L. Perry, G.J. Pierce, V. Ridoux, K.P. Robinson, M.B. Santos, C. Saavedra, H. Skov, E.W.M. Stienen, S. Sveegaard, P. Thompson, N. Vanermen, D. Wall, A. Webb, J. Wilson, S. Wanless, J.G. Hiddink, and A. Punt. 2019. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *J. Appl. Ecol.* 57:253-269.

Wiemann, A., L.W. Andersen, P. Berggren, U. Siebert, H. Benke, J. Teilmann, C. Lockyer, I. Pawliczka, K. Skora, A. Roos, T. Lyrholm, K.B. Paulus, V. Ketmaier, and R. Tiedemann. 2010. Mitochondrial Control Region and microsatellite analyses on harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) unravel population differentiation in the Baltic Sea and adjacent waters. *Conserv. Genet.* . 11:195–211.

# Bilag 1 Akustisk modellering

Underwater sound propagation modelling has been carried out to inform the assessment of potential impact on marine mammals from the planned seismic survey activities for the Energy Island projects in the North Sea. Modelling was carried out for two equipment setup scenarios, in line with the expected activities proposed by Energinet.

## Equipment setup scenarios

At the current project stage, a final equipment list is not available, however specifications for desired equipment was delivered by Energinet. Based on the list of requirements for the equipment, a set of operational parameters were chosen based on what has been used in seismic surveys for previous projects.

Two different types of seismic surveys are intended, in order to obtain different types of data. The first setup will be used throughout the entire project site for the offshore wind farms. This setup consists of a sub-bottom profiler, such as the Innomar medium 100 SES2000, in combination with a sparker source, such as the GeoSource 200.

The specifications for the operation are summarized in Table A1.1, where the worst-case operational parameters have been used for the underwater noise modelling.

Table A1.1. Equipment setup 1 for general seismic survey of the entire project site.

Type	Model	Source level SPLrms (dB re. 1 μPa m)	Primary frequency range	Pulse duration	Beam width	Sound exposure level per pulse dB re. 1μPa <sup>2</sup> s m	Repetition rate (Hz)
Innomar	SES-2000 med100	243	1-150 kHz	0.07-2 ms	2° 90° @ 1 kHz	213	4
Sparker	GeoSource 200	215	0.25-3.25 kHz	2 ms	55° @ 2 kHz 27° @ 4 kHz	189	4

In addition, a more detailed 3D UHRS survey is intended for a smaller area (500 m x 1500 m) for the potential creation of an artificial “island”. For this survey, it is intended to use two sparkers instead of one, however with the same overall firing frequency between them. The source level and Sound Exposure Level is therefore unchanged from scenario 1. The difference in operation, is that for the 3D UHRS survey, the sparkers are physically distanced so that, when firing at different angles relative to the sensor array, different information is received from the two sparker systems, which, when combined, provide a more detailed image of the seabed structure. From a underwater noise perspective, it is not necessary to differentiate between the two setups, and from hereon, only scenario 1 is therefore considered and described.

Regarding the sparker directivity, it is assumed that the standard configuration for the GeoSource 200 of 40 cm x 100 cm planar array using 200 tips is used.

### Detailed source models

The detailed sound source levels with species-specific frequency weighting for Low Frequency (LF) Cetaceans, High-Frequency (HF) Cetaceans, Very High Frequency (VHF) Cetaceans and Phocid Pinniped (PW) weighting, (Southall, et al., 2019), are considered for implementation in dBSea sound propagation modelling, and are presented in Tabel A1.2. Source levels are for a single unit of each type. For equipment setup scenario 2, two sparkers are used instead of one, thus increasing the source level by 3 dB.

Table A1.2. Detailed source level information for scenario 1: Innomar SES-2000 medium 100 and GeoSource200 Sparker.

Source	Frequency weighting	Source Level SEL @1m in 1/1 octave bands [dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ ]														
		Broadband	16 Hz	31,5 Hz	63 Hz	125 Hz	250 Hz	500 Hz	1 kHz	2 kHz	4 kHz	8 kHz	16 kHz	32 kHz	64 kHz	128 kHz
Innomar SES-2000	none	213,0	116,8	116,8	116,8	116,8	142,5	158,5	171,8	168,8	164,9	177	162,8	172,1	202,5	212,5
	LF Cetaceans	185,3	95,3	101,2	106,8	111,6	140,6	158,1	171,8	168,9	164,7	175,7	158,5	161,3	182	180,7
	HF Cetaceans	207,7	31,1	40,6	50,3	59,9	95,1	120,7	143,4	149,8	154,3	172,8	162	172,1	201,1	206,6
	VHF Cetaceans	209,6	15,6	26,4	37,2	48	84,3	111,2	135,2	142,8	149	169,5	160,6	172	201,9	208,8
	Phocid Pinniped	192,3	76,4	82,3	88,4	94,4	125,9	147,7	166,1	166,8	164,6	177	161,4	166,5	189,3	188,9
GeoSource 200 Sparker	none	189,0	111,9	111,9	111,9	111,9	137,6	153,6	166,9	163,9	160,0	172,1	157,9	167,2	197,6	207,6
	LF Cetaceans	189,0	81,3	106,1	129,2	149,7	166,5	182,6	186,7	181,3	170,5	154,2	136,1	114,6	89,9	63,6
	HF Cetaceans	165,5	17,1	45,5	72,7	98	121	145,2	158,4	162,2	160,1	151,2	139,6	125,4	109	89,5
	VHF Cetaceans	159,1	1,6	31,3	59,6	86,1	110,3	135,8	150,1	155,2	154,8	147,9	138,2	125,3	109,9	91,7
	Phocid Pinniped	183,8	62,4	87,3	110,8	132,5	151,9	172,2	181	179,2	170,4	155,4	139	119,9	97,2	71,8

### Underwater noise modelling approach

The effect of underwater noise on marine mammals is determined using sound propagation modelling software and the best available source and environmental data. NIRAS uses the commercial underwater noise modelling tool: dBSea version 2.3.0, developed by Marshall Day Acoustics.

The software uses bathymetry, sediment and sound speed input data to build a 3D acoustic model of the environment. This, paired with accurate sound propagation models, such as dBSeaPE, a Parabolic Equation algorithm and dBSeaRay, a Ray Theory algorithm, make for accurate prediction of the sound propagation.

Based on the seismic survey sites, along with the need for including high frequency source content and the use of source directivity, the ray theory algorithm (dBSeaRay) was chosen as the method for sound propagation modelling.

The seismic surveys were, for each location modelled as a point source, from which the received Sound Level was calculated for each 100 m (to a maximum distance of 20 km) for 360 angles, thus providing a 1 ° resolution. The source is then given motion, described by the starting position, vessel speed and direction. Using this information, an iterative process aimed at determining the cumulative impact for the entire survey duration was calculated for receivers starting in each of the 360° around the vessel and fleeing at 1.5 m/s away from the vessel.

Sound emission was calculated both as Sound Exposure Level (SEL), with the Low Frequency (LF) Cetaceans, High-Frequency (HF) Cetaceans, Very High Frequency (VHF) Cetaceans and Phocid Pinniped (PW) weighting in accordance with (Southall, et al., 2019), and for behavior, by using SPL<sub>RMS-fast,VHF</sub> (Tougaard et al., 2015).

### **Environmental model**

The environmental conditions of the site and surroundings are examined to determine the appropriate input parameters for the underwater noise model. The sound propagation depends primarily on the site bathymetry, sediment and sound speed conditions.

### **Bathymetry**

The software dBSea incorporates range-dependent bathymetry modelling, and supports raster and vector bathymetry import. Several open databases, such as the EMODnet Bathymetry portal - <http://www.emodnet-bathymetry.eu> provide bathymetric maps for all of EU, with a resolution of 0.125 arc-minutes between data points. This was used for all areas modelled.

### **Seabed sediment composition**

In dBSea, the sound interaction with the seabed is handled through specifying the thickness and acoustic properties of the seabed layers all the way to bedrock. It can often be difficult to build a sufficiently accurate seabed model as the seabed composition throughout a project area is rarely uniform. For this project, <https://www.emodnet-geology.eu/> maps were studied for the sediment layer composition, as well as publicly available knowledge on depth to the harder sediment layers and bedrock.

### **Sound Speed Profile**

The sound propagation depends not only on bathymetry and sediment but also highly on the season dependent sound speed profile. To create an accurate sound speed profile, the temperature and salinity must be known throughout the water column for the time of year where the activities take place. No specific months have been selected at this point in time, and a worst case approach was therefore taken, by choosing the month with the highest potential for underwater sound transmission.

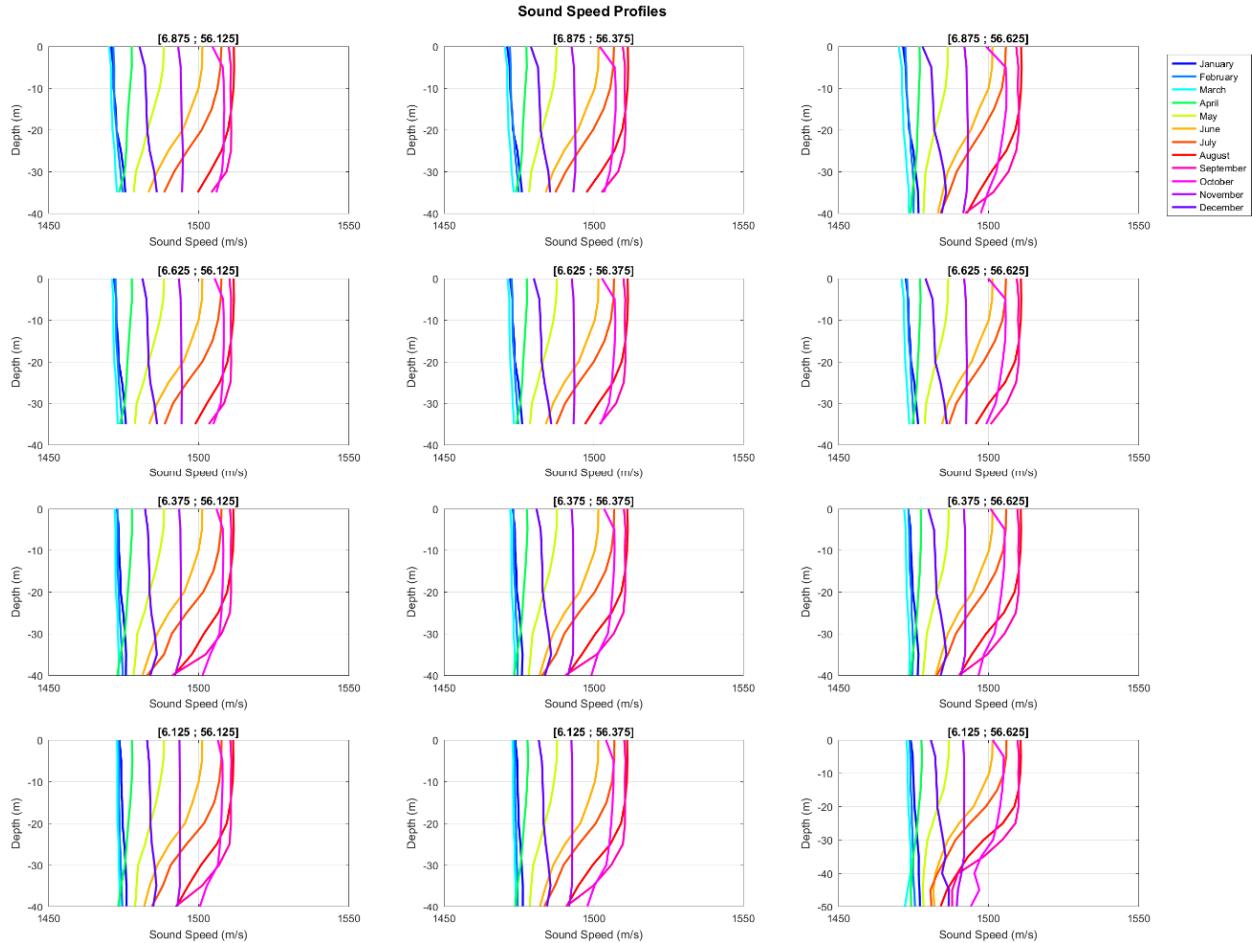
NIRAS examined NOAAs World Ocean Atlas database (WOA18), freely available from the “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA) at <https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa18/>, which contains temperature and salinity information at multiple depths throughout the water column. For each available data point within the survey sites and surroundings, temperature and salinity were extracted, and from these, a sound speed profile was calculated.

The worst case months, were, for all the North Sea locations, February, see Figure A1.1. In general terms, the lower the overall sound speed and the more upward refracting the profile (lowest sound speed near water surface and highest speed near seabed) the better the lower the sound transmission loss over distance.

## **Results**

Sound transmission modelling was carried out for a single pulse for each of the proposed pieces of equipment. As described previously in this note, it is assumed that the marine mammals flee from the survey vessel at 1.5 m/s while the survey vessel moves along the predefined transect at a given speed. For this project, this speed was set to 4 knots (approx. 2 m/s). Given this, a resulting cumulative SEL<sub>C24h,VHF</sub> over the entire survey duration of 24 hours was calculated for the PTS threshold value of SEL<sub>C24h,VHF</sub> = 155 dB re. 1 µPa<sup>2</sup>s. The results are presented as the minimum distance a marine mammal must at least be from the ship, at the onset of survey activities, relative to the survey

vessels sailing direction, in order to avoid being at risk of experiencing PTS. Marine mammals should therefore be safely deterred from the listed PTS distance, before the onset of the survey activities, to ensure no marine mammal receives a cumulative noise dose capable of inflicting PTS.



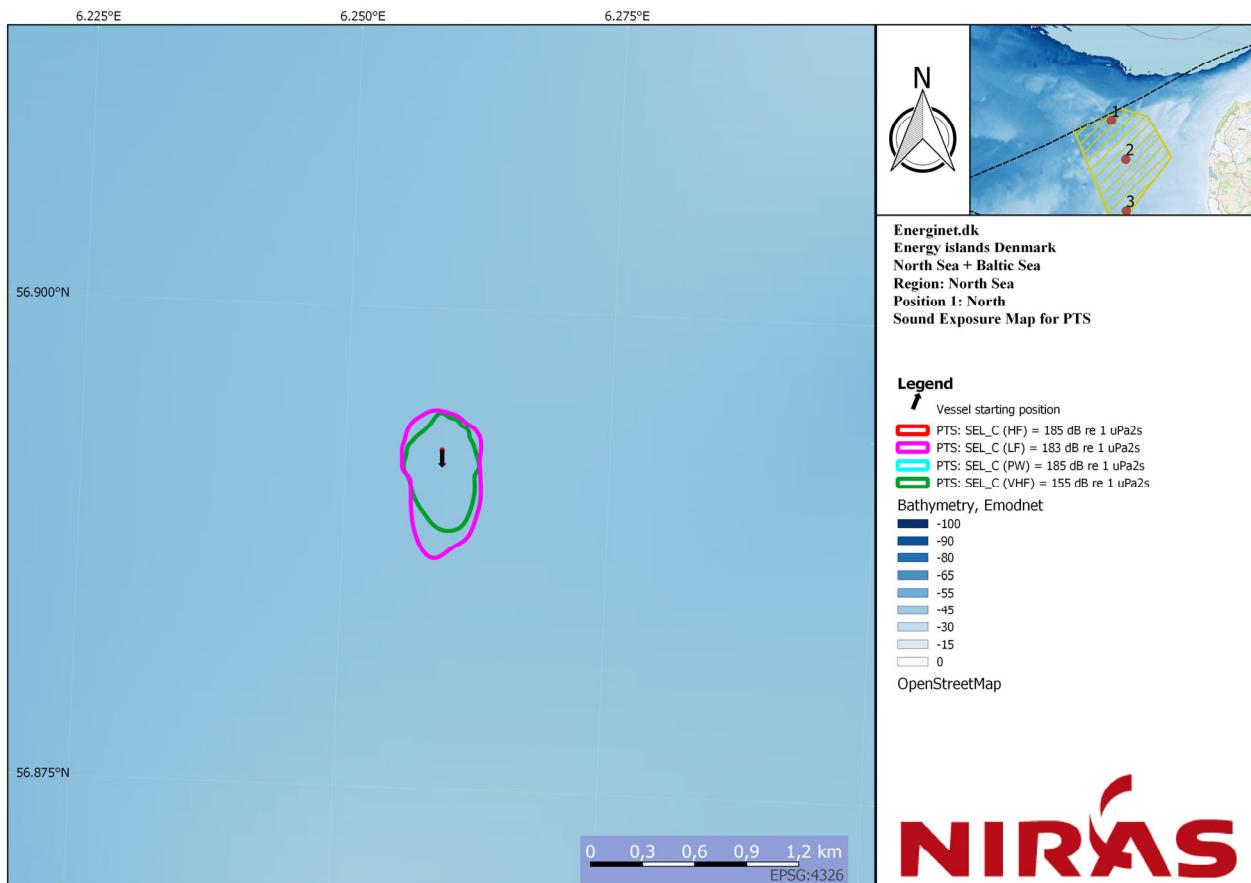
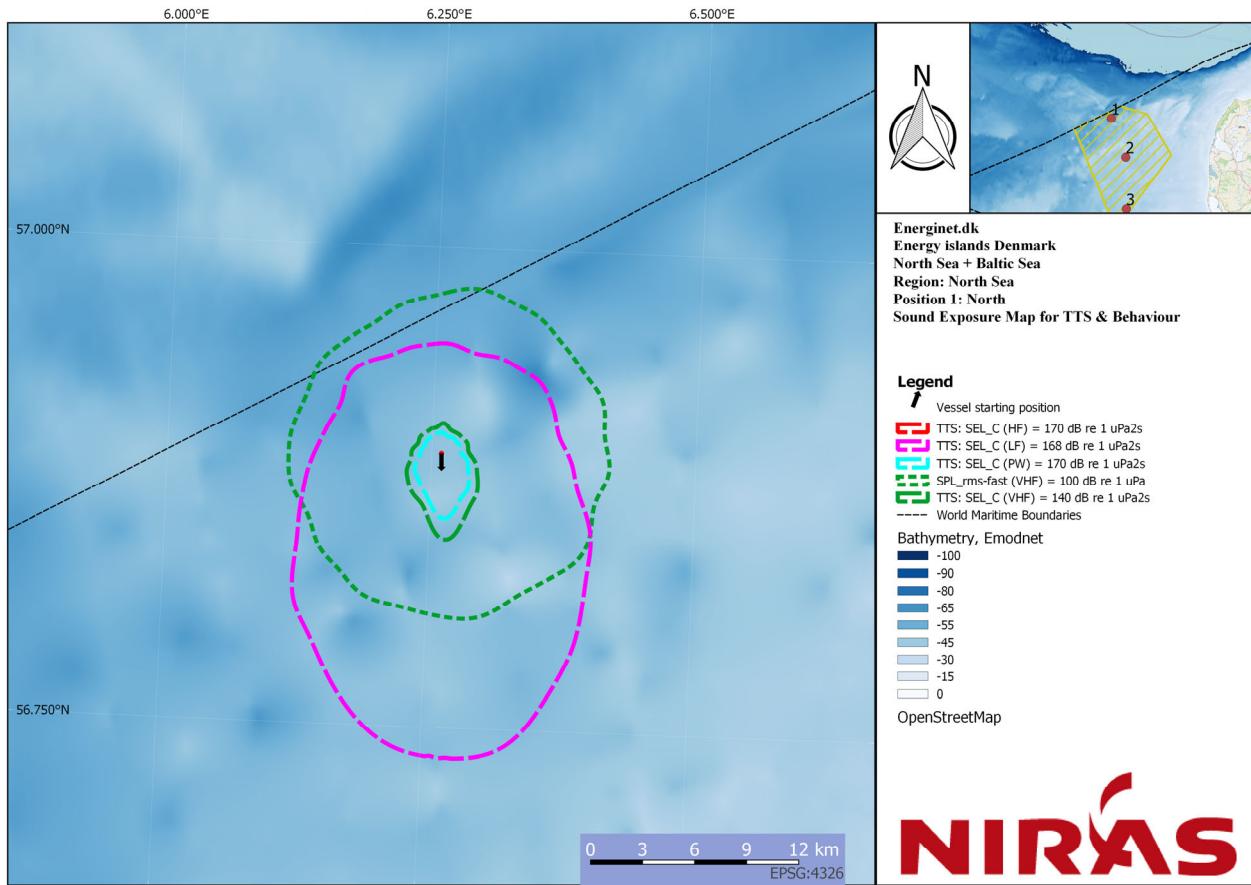
**Figure A1.1.** North Sea Sound Speed Profiles, based on WOA18 database for Salinity and Temperature. Gridded for nearby datapoints within the WOA18 database. Coordinates in EPSG:4326.

The expected threshold distance for behavior was also calculated, directly from the sound transmission model, as the distance at which  $SPL_{RMS,\text{fast},VHF} = 100 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa}$  per pulse would no longer be exceeded. Contrary to the PTS distances, the behavior distance is in effect for the entire duration of the survey relative to the survey vessels current position.

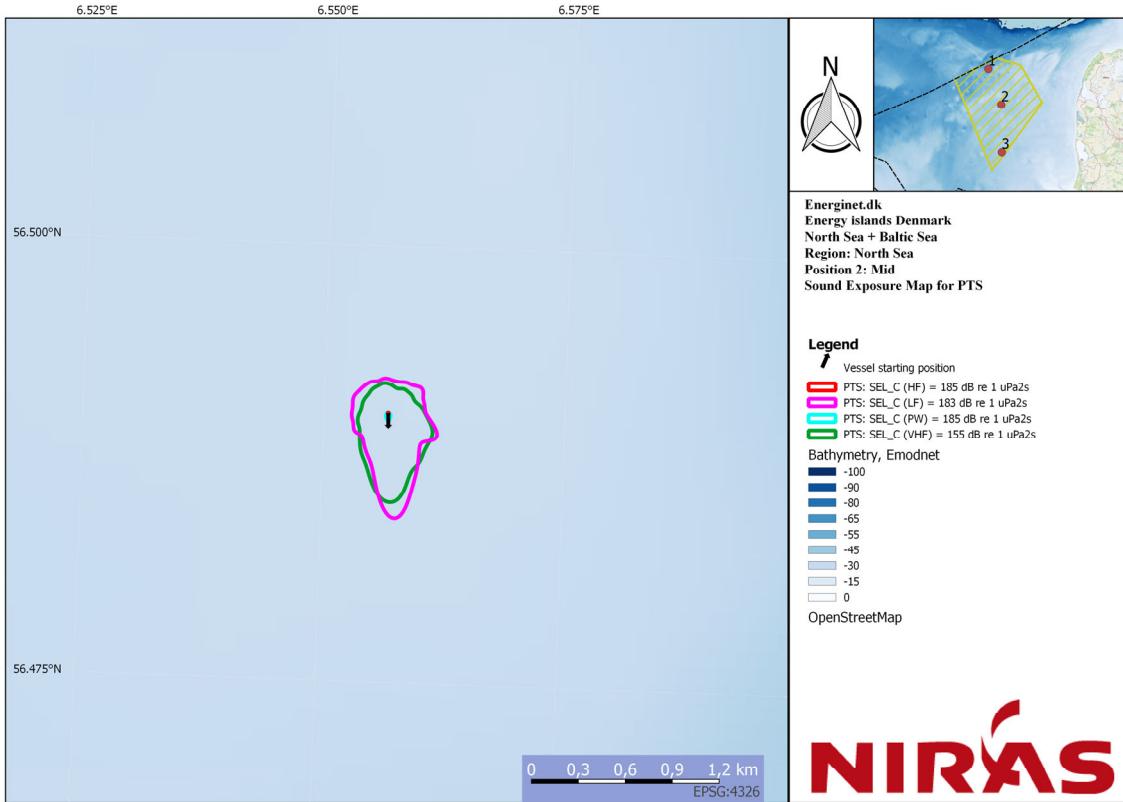
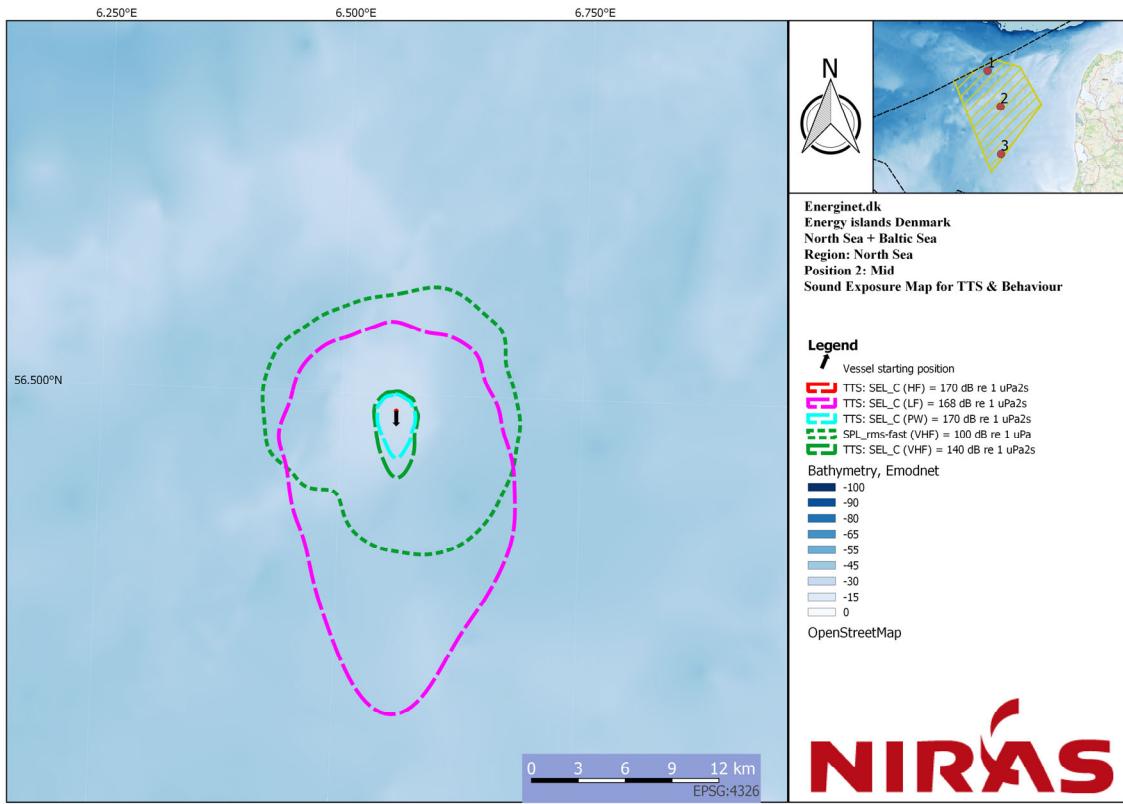
In Table A1.2, the maximum calculated distances for PTS and avoidance behavior are shown numerically. For PTS, the distances are given as the minimum and maximum impact distances, as the distances vary greatly depending on marine mammal position relative to the survey vessels heading at the onset of the survey.

**Table A1.2.** Threshold distances for PTS and behavior for the 3 different sites. PTS and TTS distances are given as the minimum distance a marine mammal must at least be relative to the survey vessels' location at the onset of the survey to avoid the corresponding impact, be it PTS or TTS. Behaviour distances are given as the instantaneous impact distances from the survey vessels position at any given time during the survey..

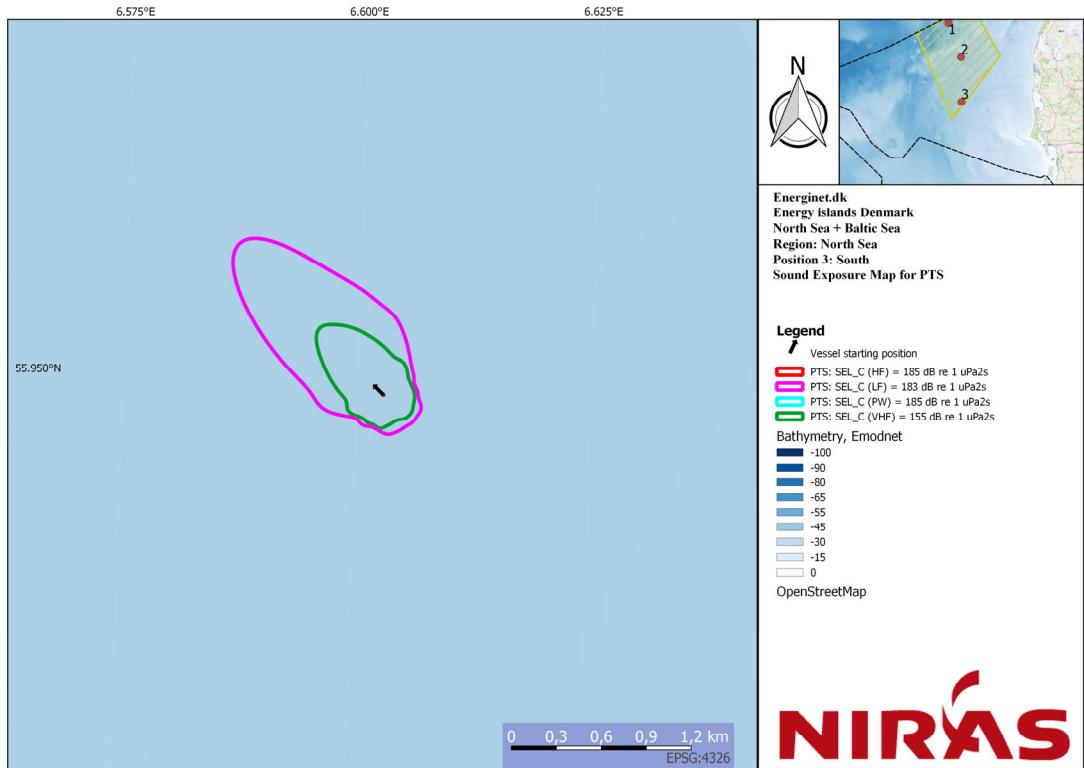
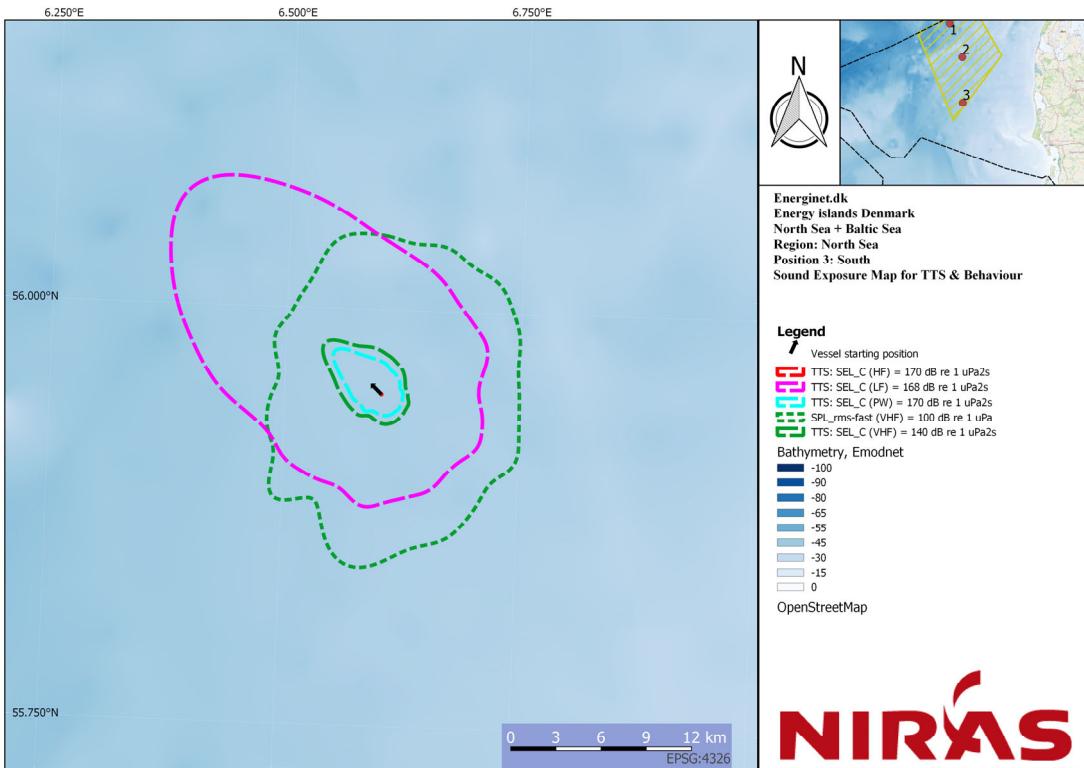
Region	Marine Mammal Group	Site	Hearing impact distance [min - max]		Behaviour Distance [km] $SPL_{RMS,fast,VHF} = 100 \text{ dB}$
			PTS (SEL <sub>C,w</sub> )	TTS (SEL <sub>C,w</sub> )	
North Sea	Harbour Porpoise	1: North	150 - 470 m	1.4 - 5.0 km	10 km
		2: Mid	170 - 570 m	1.2 - 4.3 km	9.5 km
		3: South	190 - 620 m	1.6 - 5.1 km	11 km
	Harbour Seal	1: North	< 20 m	1.0 - 3.8 km	
		2: Mid	20 - 50 m	1.0 - 3.0 km	
		3: South	< 20 m	1.2 - 4.2 km	
	LF Cetaceans	1: North	190 - 620 m	6.1 - 17.7 km	
		2: Mid	200 - 700 m	5.4 - 19.4 km	
		3: South	210 - 1400 m	6.4 - 18.7 km	
	HF Cetaceans	1: North	< 10 m	15 - 70 m	
		2: Mid	< 10 m	20 - 70 m	
		3: South	< 10 m	15 - 60 m	



**Figure A1.2.** Impact ranges modelled for survey area north. Top: Ranges at which TTS may be elicited, and bottom: ranges at which PTS may be elicited for different audiogram groups: HF (fx. white-beaked dolphin), LF (fx. minke whales), PW (phocids) and VHF (fx. harbor porpoises).



**Figure A1.2.** Impact ranges modelled for survey area middle. Top: Ranges at which TTS may be elicited, and bottom: ranges at which PTS may be elicited for different audiogram groups: HF (fx. white-beaked dolphin), LF (fx. minke whales), PW (phocids) and VHF (fx. harbor porpoises).



**Figure A1.2.** Impact ranges modelled for survey area south. Top: Ranges at which TTS may be elicited, and bottom: ranges at which PTS may be elicited for different audiogram groups: HF (fx. white-beaked dolphin), LF (fx. minke whales), PW (phocids) and VHF (fx. harbor porpoises).

## Bilag 2 Direktionalitet af sparker

Det har ikke været muligt at finde fyldestgørende beskrivelser af lydudstrålingen fra en sparker. En worst-case situation kan modelleres ved at antage omnidirektionel udstråling, men da lydkilden består af et antal rækker af elektroder (se **Figur A2.1**), der afgiver lyd samtidigt, vil denne antagelse med sikkerhed overestimere påvirkningsafstandene.

**Figur A2.1.** GeoSource200. Der ses to rækker med elektroder, i alt 2 x 100 elektrodepar. Længden af hver række er ca 1 m.



Fra producenten af udstyret (GEO, Holland) blev direktionaliteten, opgjort som en -3 dB beamwidth, oplyst for forskellige størrelser på elektrodearrayet (**Figur A2.2**). I den konfiguration, der antages at skulle anvendes ved forundersøgelserne vil længden af arrayet være 100 cm og bredden 40 cm. Det betyder at 40 cm kurven (den blå i figur A2.2) repræsenterer worst-case: udstrålingen vinkelret på sejlretningen. I længderetningen vil direktionaliteten være beskrevet af kurven for 100 cm (den orange i figur A2.2), mens vinkler imellem vil være tilsvarende imellem de to yderpunkter.

Udstrålingsdiagrammet for sparkeren anvendes som input til lydmodellearringsprogrammet dBSea. For at interpolere direktionaliteten for andre vinkler end -3 dB vinklen blev udstrålingen fra et fladt stempel anvendt (Au and Hastings, 2008). Ved at tilpasse diametern på stempelmodellen kunne værdier svarende til de viste i **Figur A2.2** modelleres med en diameter på 150 cm.

**Figur A2.2.** Direktonalitet, angivet som beamwidth ved forskellige frekvenser og for forskellige størrelser elektrodearray. Kilde. GEO, Holland.

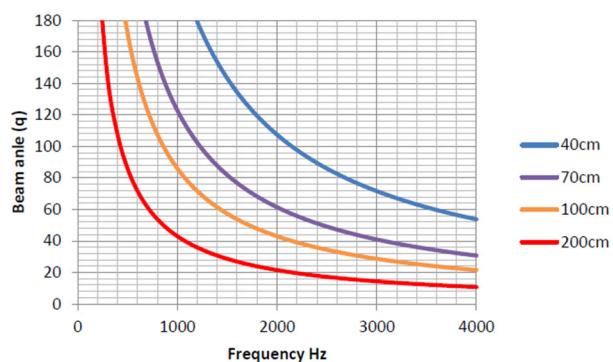


Fig 2 - Relationship between beam angle ( $q$ ) and Frequency for various lengths of source surface.

**Beam Angle examples:**

**Geo-Source 200, firing 200 tips at 800 joules:**

**Central frequency - 2000Hz**

**Beam angle ( $q$ )**

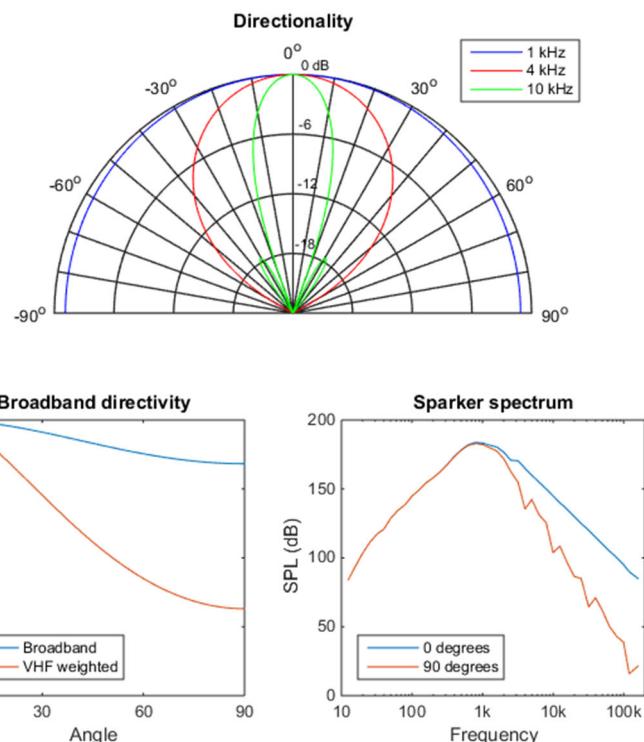
for the major source length 100cm - 40°

for the minor source length 40cm - 120°

Udstrålingsdiagrammet i det lodrette plan for det modellerede stempel er angivet i **Figur A2.3**. Det ses, at kilden er omnidirektionel ved 1 kHz, moderat direktionel ved 4 kHz (-3 dB bredde ca. 40 grader) og meget direktionel ved 10 kHz (-3 dB bredde ca. 10 grader). Da det meste af energien i sparkersignalet ligger omkring 1 kHz er den samlede direktonalitet ubetydelig for det uvægte signal (ca. 1 dB ved 90 grader), mens den er større ved det VHF-vægte signal (omtrent 5 dB ved 90 grader).

Den beregnede direktonalitet vedrører alene udstrålingen fra selve lydkilden. Når lydkilden anbringes tæt på havoverfladen (0.5 m dybde) vil der være en kraftig interferens mellem det udsendte signal og refleksionen i havoverfladen, hvilket vil føre til en kraftig højpas-filtrering af signalet i det vandrette plan (Lloyds spejleffekt, Urick, 1983). Denne direktonalitet i lydudbredelsen modelleres i lydspredningsmodellen (dBSea) og er derfor ikke medtaget her.

**Figur A2.3.** Direktonaliteten af et fladt stempel med diameter 0.5 m, brugt til at estimere direktonaliteten af en sparker i det lodrette plan. Øverst er angivet udstrålingsdiagram for tre forskellige frekvenser; nederst til venstre bredbåndsdirektonaliteten som funktion af vinklen fra lodret; og nederst til højre 1/3 oktavspektrum for sparkersignalet lodret under sparkeren (blå) og vandret ud til siden (rød).



### Matlab-kode

```
% Sparker directionality by flat piston model
a=1.5; %Aperture in meter
theta=0:90; %Vertical angles
c=1500; %sound velocity m/s
k=f/c; %wave number
ka=k*a;
load('sparker.mat'); %sparker 1/3 octave spectrum, from Geosparker200 specs.

R=zeros(length(ka),length(theta));
for n=1:length(ka)
    R(n,:)=20*log10(abs(2*besselj(1,ka(n)*sind(theta))./(ka(n)*sind(theta)) ));
    R(n,1)=0;
end
Ptot=10*log10(sum(10.^((R+repmat(sparker,1,91))/10))); %Broadband SPL
Ptot=Ptot-Ptot(1); %Normalisation
```

# GEOFYSISKE OG GEOTEKNISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ NORDSØ

## Vurdering af påvirkning på havpattedy

Folketinget har besluttet at etablere en energiø i Nordsøen. I denne rapport vurderes mulige påvirkninger på havpattedy af de geofysiske og geotekniske forundersøgelser til Energiø Nordsøen. Vurderingen af mulige konsekvenser har taget udgangspunkt i brugen af en geofysisk lydkilde (sparker), der vurderes at være den mest betydelige kilde til påvirkning af havpattedy i disse forundersøgelser. Risikovurderinger er foretaget for vågehval, hvidnæse, marsvin, spættet sæl og gråsæl. Risikoen for at havpattedy pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er knyttet opstart af sparkeren og denne afstand vil række op til 620 m for marsvin og 1400 m for vågehvaler. For spættet sæl, gråsæl og hvidnæse vurderes risikoen at være på < 50 m. Hvis afvægeføranstaltninger (soft start) anvendes, vil denne påvirkning kunne afværges. Det vurderes, at alle havpattedyarterne vil reagere på støjen fra forundersøgelserne i en afstand op til ca. 11 km fra surveyskibet. Der ligger ingen Natura 2000-områder med havpattedy på udpegningsgrundlaget i en afstand fra forundersøgelsesområdet, hvor det vurderes at aktiviteterne kan få betydning inde i Natura2000-området.