



GEOTEKNISKE OG GEOFYSISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ ØSTERSØ

Vurdering af påvirkning på havpattedyr

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 432

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

GEOTEKNISKE OG GEOFYSISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ ØSTERSØ

Vurdering af påvirkning på havpattedyr

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 432

2021

Line A. Kynh¹
Signe Sveegaard¹
Anders Galatius¹
Jonas Teilmann¹
Jakob Tougaard¹
Mark Mikaelson²

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² 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. 432
- Titel: Geotekniske og geofysiske forundersøgelser til Energjø Østersø
Undertitel: Vurdering af påvirkning på havpattedyr
- Forfattere: Line A. Kyhn¹, Signe Sveegaard¹, Anders Galatius¹, Jonas Teilmann¹, Jakob Tougaard¹ & Mark Mikaelson²
- Institutioner: 1) Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, 2) NIRAS A/S, Aarhus
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: 2021
Redaktion afsluttet: 18. februar 2021
- Faglig kommentering: Jacob Nabe-Nielsen
Kvalitetssikring, DCE: Jesper Fredshavn
- Ekstern kommentering: Energinet A/S. Kommentarerne findes her:
http://dce2.au.dk/pub/komm/SR432_komm.pdf
- Finansiel 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 Energjø Østersø. Vurdering af påvirkning på havpattedyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Videnskabelig rapport nr. 432
<http://dce2.au.dk/pub/SR432.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Folketinget har besluttet at etablere en energjø i Østersøen sydvest for Bornholm. I denne rapport vurderes mulige påvirkninger på havpattedyr af de geofysiske forundersøgelser til Energjø Østersø. 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. Der er risiko for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab op til 840 m fra sparkeren, men hvis afværgeforanstaltninger (soft start) anvendes, vil denne påvirkning kunne afværges. Sæler og marsvin vurderes at ville reagere på støjen fra forundersøgelserne i afstande op til 11 km, hvilket vil kunne påvirke den stærkt truede bestand af Østersømarsvin negativt. Påvirkningen vil være mindst for undersøgelser, der gennemføres i sommerperioden. Et af de to forundersøgelsesområder grænser op til et dansk og et tysk Natura 2000-område og disse vil derfor blive påvirket af støjen fra undersøgelserne. Påvirkningen af Natura 2000-områderne kan reduceres ved at flytte forundersøgelsesområdet længere væk fra grænsen til det danske habitatområde.
- Emneord: Havvindmøllepark, forundersøgelser, marsvin, sæler, undervandsstøj, habitatområder, Natura2000.
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Line A. Kyhn
- ISBN: 978-87-7156-572-0
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 44
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR432.pdf>

Indhold

Sammenfatning	5
Summary	6
1 Baggrund	7
2 Havpattedyr af relevans for projektet	8
2.1 Beskyttelse af hvaler og sæler	8
2.2 Marsvin (<i>Phocoena phocoena</i>)	8
2.3 Spættet sæl (<i>Phoca vitulina</i>)	13
2.4 Gråsæl (<i>Halichoerus gryphus</i> , Fabricius)	14
2.5 Potentielt påvirkede Natura 2000-områder	16
3 Kriterier for påvirkning	19
3.1 Høreskader	19
3.2 Adfærdspåvirkning/habitattab	19
4 Modellering af påvirkninger	22
4.1 Omfang af undersøgelserne	22
4.2 Sparker	23
4.3 Lydspredningsmodellering	24
5 Forventede påvirkninger	25
6 Konklusion	31
7 Referencer	33
Bilag 1 Akustisk modellering	37
Results	39
Bilag 2 Direktionalitet af sparker	42
Matlab-kode	44

[Tom side]

Sammenfatning

Folketinget besluttede i 2020 at etablere to energiøer i dansk farvand, en i Nordsøen og en i Østersøen; Bornholm. Energinet er herefter blevet pålagt at gennemføre geofysiske forundersøgelser, forud for de strategiske miljøkonsekvensvurderinger og udbud af koncessioner på havmølleparkerne. Energinet har bedt DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet vurdere påvirkninger af de geofysiske forundersøgelser på havpattedyr og Natura 2000-områder udpeget på grundlag af havpattedyr. I denne rapport vurderes effekter på bestandene af hhv. marsvin, spættet sæl og gråsæl i Østersøen. Der er udarbejdet en tilsvarende vurdering for de relevante bestande af havpattedyr i Nordsøen for 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.

Risikoen for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er alene knyttet til tidspunkter, hvor sparkeren startes og vil række op til 840 m. Denne risiko kan efter al sandsynlighed reduceres til ubetydelig ved anvendelse af en soft start procedure som afværgeforanstaltning.

Det vurderes, at sæler og marsvin vil reagere på støjen fra forundersøgelserne i en afstand op til 11 km fra surveyskibet. Den stærkt truede bestand af Østersømarsvin er den mest sårbare bestand af havpattedyr i området, hvorimod marsvin fra indre danske farvande, spættet sæl og gråsæl vurderes at være mindre sårbare, selvom gråsæls bevaringsstatus ikke er gunstig.

To Natura 2000-områder, Adler Grund og Rønne Banke på dansk side og Adlergrund på tysk side, ligger inden for påvirkningsafstand og vil derfor blive påvirket af undersøgelserne i området Østersø 1, der grænser lige op til det danske Natura2000 område.

Den samlede vurdering af påvirkningerne på havpattedyr af de planlagte forundersøgelser er angivet i nedenstående tabel.

Art/bestand	Høretab (PTS)	Påvirkning på populationen af dyrenes adfærd	Natura 2000
Marsvin - Bælthav	Ubetydelig	Ubetydelig	Medium
Marsvin – Østersø, sommer	Ubetydelig	Ubetydelig	
Marsvin – Østersø, vinter	Ubetydelig	Medium	
Spættet sæl	Ubetydelig	Ubetydelig	Ubetydelig
Gråsæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig

Påvirkningen af Natura 2000-områderne kan reduceres ved at flytte undersøgelsesområdet længere væk fra Natura 2000 området Rønne Banke og Adler Grund.

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. It has been imposed on [Energinet](#) to carry out geotechnical 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. Energinet has asked University of Aarhus/DCE to assess potential impacts of the geotechnical surveys on marine mammals as well as for Natura 2000 sites appointed for marine mammals. In this report, effects of the geotechnical surveys on the relevant populations of harbour porpoise, harbour seal and grey seal are assessed for the Baltic energy island area. A similar assessment has been conducted for the energy island in the North Sea.

The assessment of potential consequences has been centred 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 survey within a range of up to 840 m. This risk will likely be reduced to insignificant if a suitable soft start mitigation protocol is used.

It is estimated that porpoises and seals may react to the noise from the survey vessel at distances up to 11 km. The critically endangered population of porpoises in the Baltic Proper is the population of marine mammals in the region most vulnerable to disturbance, whereas porpoises belonging to the Belt Sea population as well as harbour seals and grey seals are assessed as less vulnerable, despite that the conservation status of the grey seal population is unfavourable.

Two Natura 2000 areas, Adler Grund and Rønne Banke on the Danish side and Adlergrund on the German side, are within the impact range and will be affected by the geophysical surveys in the subarea Østersø 1, which borders the Danish Natura 2000 area directly.

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

Species/population	Hearing loss (PTS)	Effect on the population from the animals' behavioural changes	Natura 2000
Belt Sea porpoises	Insignificant	Insignificant	Medium
Baltic porpoises, summer	Insignificant	Insignificant	
Baltic porpoises, winter	Insignificant	Medium	
Harbour seal	Insignificant	Insignificant	Insignificant
Grey seal	Insignificant	Small	Insignificant

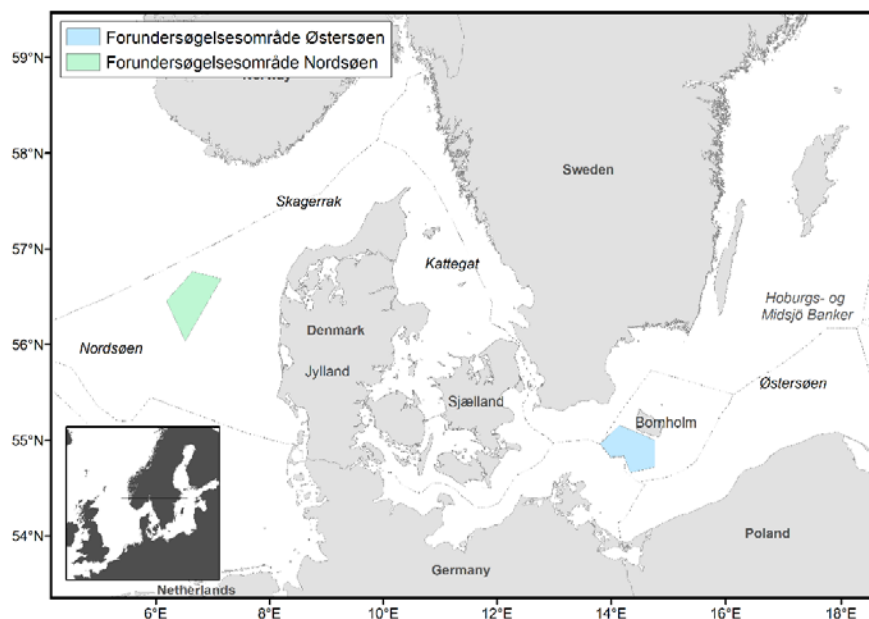
The impact on Natura 2000 areas can be reduced by moving the survey area away from the border of the Natura 2000 area Rønne Banke og Adler Grund.

1 Baggrund

Med Folketingsbeslutningen i 2020 om etablering af to energiøer i danske farvande er Energinet blevet pålagt at gennemføre 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 sydvest for Bornholm (se **Figur 1.1**).

Figur 1.1. Forundersøgelsesområder til energiøer i Nordsøen og Østersøen.



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

Mark Mikaelson fra NIRAS har stået for samtlige modelleringer af støjdbredelse fra sparkeren.

Energinet har kommenteret et udkast til rapporten 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 energiøerne. Nedenfor gennemgås de arter, der er vurderet som sandsynlige at forekomme i forundersøgelingsområdet ved Bornholm 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 bilag 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 i følge 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). Derudover er de dækket af aftalen 'Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas (ASCOBANS under Bonn-konventionen), samt HELCOM. Alle bardehvaler og kaskelothvalen er underlagt den Internationale Hvalfangstkommission, der beskytter og forvalter hvalerne og hvalfangst.

Sælerne står på bilag II og bilag 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 i følge Deskriptor 1. De er listet på bilag II i Bern konventionen (19th 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 spættede sæler i Vadehavet. Gråsæl er på den danske Rødliste vurderet som Sårbar (VU), mens spættet sæl er vurderet som Livskraftig (LC).

2.2 Marsvin (*Phocoena phocoena*)

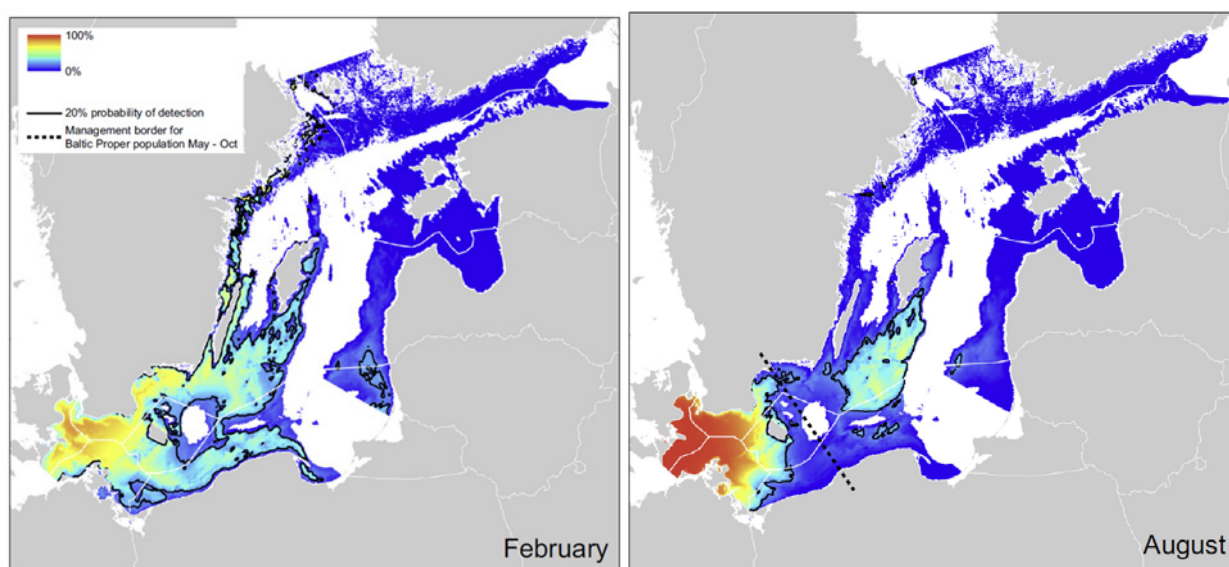
I Nordatlanten strækker udbredelsen sig fra det sydøstlige USA op til Baffinøen, omkring den sydlige og vestlige del af Grønland, Island og Færøerne, nordlige Norge og sydpå ind i Østersøen og sydover til Vestafrika og i Sortehavet. Marsvin findes i store dele af de kystnære farvande ned til 200 m dybde, 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 bevægelsesmønster opdelt i tre populationer/forvaltningsenheder: Nordsø-, Østersø- og Bælthavspopulationerne (Galatius et al., 2012; Sveegaard et al., 2015; Wiemann et al., 2010). Alle tre populationer er relevante for de to udlagte energiøer. Bælthavs- og Nordsøpopulationerne er på IUCNs rødliste kategoriseret som *Least Concern* (LC), mens Østersøpopulationen internationalt er listet som *Critically Endangered* (CR), hvilket også er ved at ske i Danmark.

2.2.1 Udbredelse af marsvin i den sydvestlige Østersø

Der er to populationer af marsvin, som er relevante for undersøgelingsområdet ved Bornholm, Østersøpopulationen og Bælthavspopulationen.

2.2.2 Østersø-populationen af marsvin

[SAMBAH projektet](#) (SAMBAH, 2016) viste ved hjælp af akustisk overvågning, at der er ca. 500 marsvin tilbage i Østersø-populationen. Disse dyr er om sommeren i yngle- og parringstiden primært samlet i den indre Østersø omkring Hoburgs- og Midsjöbankerne **Figur 2.1**). Om vinteren spreder dyrene sig mere ud i Østersøen og trækker bl.a. vestpå ind i dansk farvand, herunder til farvandet mellem Bornholm, Skåne og Mecklenburg-Vorpommern (**Figur 2.1**). Om vinteren kan der derfor være dyr fra den truede Østersø-population i forundersøgelingsområdet ved Bornholm. NOVANA overvågningen med brug af samme metode som SAMBAH og på de samme positioner (2018-2019) viste en forøget forekomst på særligt én position (station 8010), som ligger indenfor forundersøgelingsområdet, hvor der blev registreret marsvin på 32% af alle dage i månederne marts til december (Sveegaard, 2020) (**Figur 2.2**).



Figur 2.1. Udbredelse af marsvin i Østersøen, beregnet som sandsynlighed for at detektere et marsvins lyd. Østersøpopulationens udbredelse om vinteren, repræsenteret ved februar måned (venstre panel) og om sommeren, repræsenteret ved august måned (højre panel). Den stiplede linje angiver den foreslåede sommerforvaltningsgrænse for marsvinepopulationen i Østersøen. Modificeret fra Carlén et al. 2018.

2.2.3 Sårbare perioder

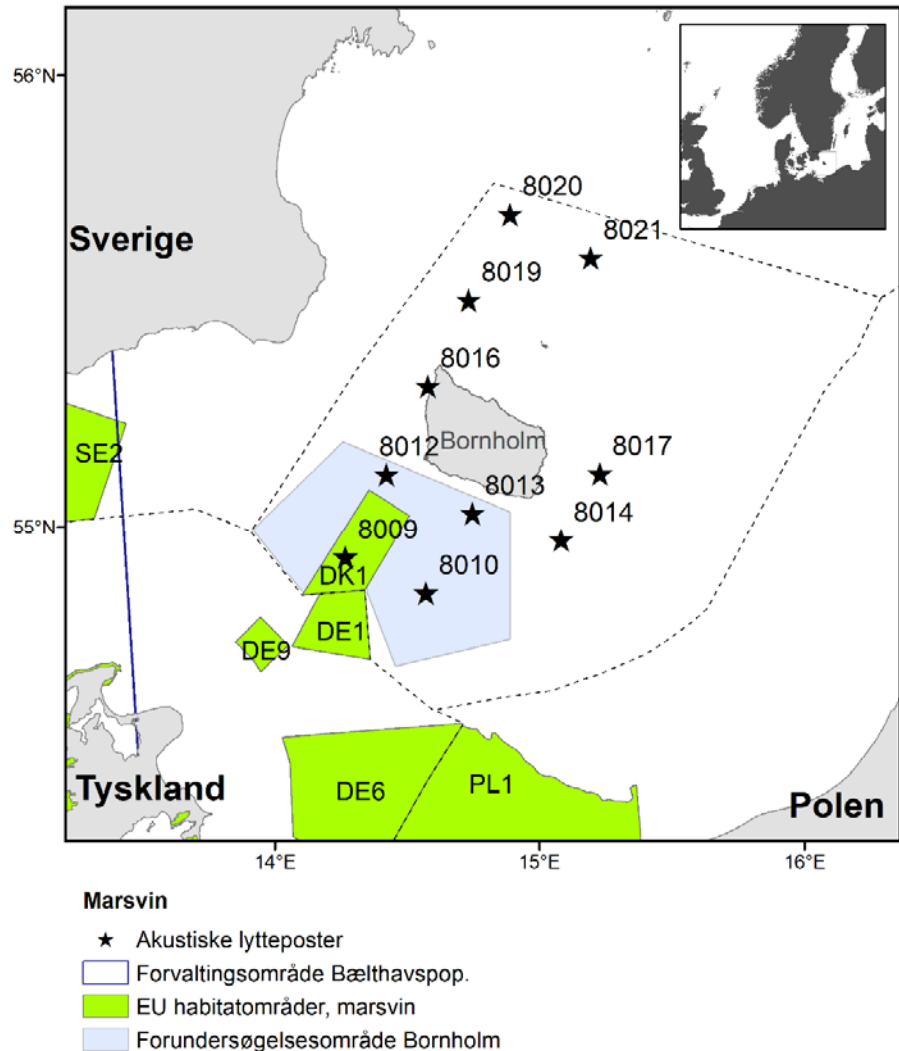
Nyfødte marsvineunger er fuldstændigt afhængige af deres mor i de første 10-11 levemåneder, hvor de dier og langsomt skal lære at klare sig selv (Lockyer, 2003; Teilmann et al., 2007). De er derfor følsomme over for forstyrrelser, som kan føre til at mor og kalv kommer væk fra hinanden. Marsvin i disse farvande føder deres unger i april-oktober (Lockyer and Kinze, 2003). Antallet af nyfødte kalve stiger fra maj (9.1%) til juni (6.9-10.6%) og når en top i juli og august måned (11.5 - 23.8%) (Kinze, 1990). Den sårbare periode dækker derfor hele året for Østersømarsvin. Der findes ingen data for kalve i forundersøgelingsområdet Bornholm.

Fordi der er så få dyr tilbage af denne population, og overlevelsen af hvert enkelt dyr derfor har betydning for populationens udvikling, vurderes det, at populationen er særligt sårbar over for forstyrrelser. I forhold til forundersøgelingsområde Østersø, bør der tages ekstra hensyn om vinteren (november til marts), hvor individer fra Østersø-populationen formodes at opholde sig i området. Udbredelsen af marsvin i den sydvestlige Østersø er vist i forhold til forundersøgelingsområdet ved Bornholm for sommerperioden og vinterperioden (**Figur 2.3**). Det formodes at den høje sandsynlighed for registrering af

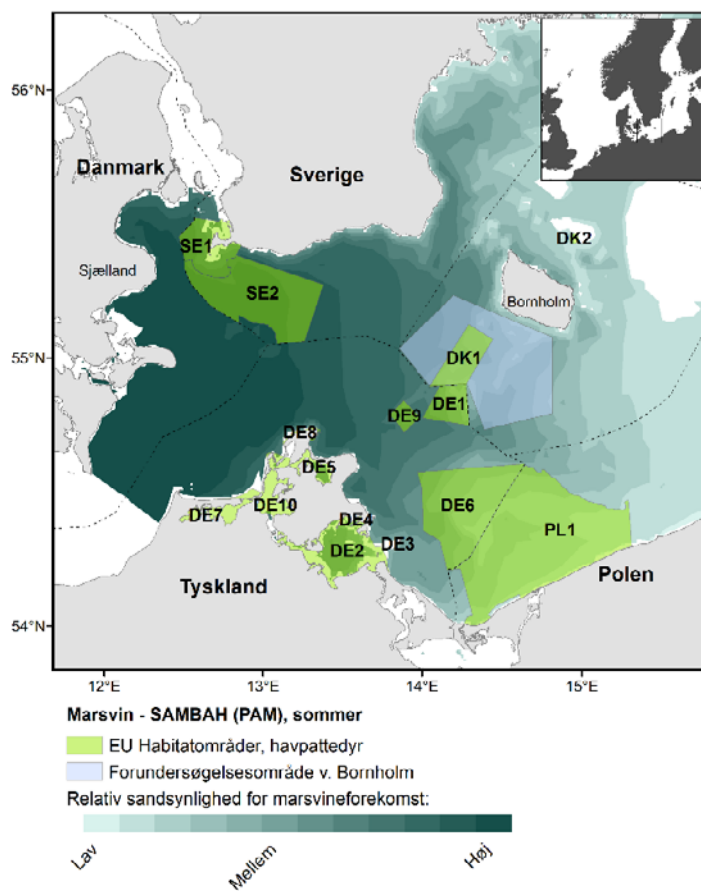
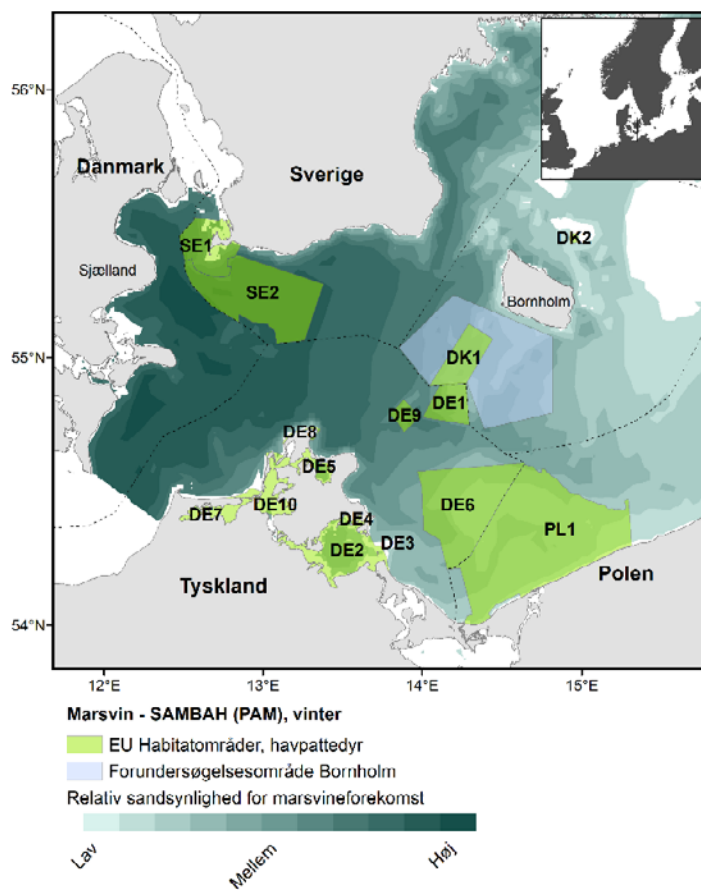
marsvin, der ses vest for Bornholm, skyldes dyr fra Bælthavspopulationen, der især om sommeren bevæger sig længere mod øst ind i Østersøen.

Trusler ifølge IUCNs rødlistevurdering 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.

Figur 2.2. Positioner for akustisk overvågning af populationen af marsvin i Østersøen 2018-2019 (Sveegaard, 2020). EU habitatområder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget inden for 100 km af forundersøgelsesområdet er vist med lys grøn. Numre på habitatområder henviser til tabel 2.1. De to områder for potentielle vindmøller er vist i **Figur 4.1** og ligger på hver side af Natura 2000-området inde i den lyseblå polygon.



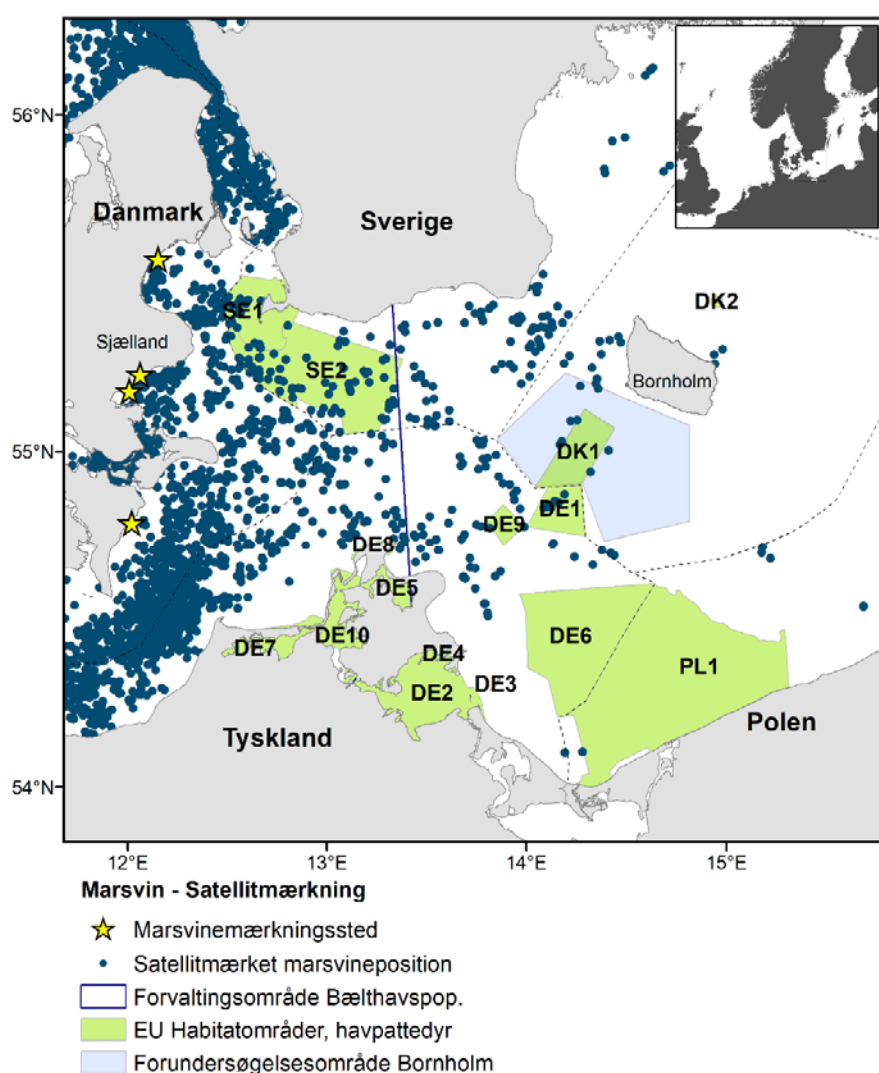
Figur 2.3. Udbredelse af marsvin vest for Bornholm om vinteren (øverst) og sommeren (nederst). Udbredelsen er baseret på akustiske overvågningsdata fra SAMBAH projektet. Udbredelsen dækker marsvin fra både Bælthavs- og Østersøpopulationen, da der akustisk ikke kan skelnes mellem de to populationer (data fra Carlén et al 2018). EU habitatområder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget inden for 100 km af forundersøgelserområdet er vist med lys grøn. Numre på habitatområder henviser til tabel 2.1.



2.2.4 Bælthavspopulationen af marsvin

Bælthavsbestanden dækker den sydlige del af Kattegat, Bælthavet, Øresund og den vestlige Østersø (Sverige, Tyskland og Danmark). Der er i de senere år ikke set signifikante forskelle i antal, og populationen formodes at være stabil med et samlet populationsestimat på ca. 40.000 individer (Hammond et al., 2017; Søgaard et al., 2018). Udbredelsen af Bælthavspopulationen er blevet undersøgt ved brug af satellitsendere påsat over 130 marsvin siden 1997. Senderne videregiver marsvinenes positioner i op til 1,5 år og kan dermed bidrage til udpegning af særligt vigtige områder og migrationskorridorer (Sveegaard et al., 2015; Sveegaard et al., 2011). Ganske få af de satellitmærkede marsvin har bevæget sig så langt mod øst som til undersøgelsesområdet ved Bornholm, da det ligger på kanten af begge populationers udbredelsesområde (Figur 2.4). Dette stemmer godt overens med de akustiske overvågningsdata fra SAMBAH projektet (2011-2013), som også viste en faldende brug af farvandet fra øerne og mod Bornholm (Figur 2.3).

Figur 2.4. Udbredelse af Bælthavsmarsvin baseret på satellitmærkede individer. Hvert punkt repræsenterer et marsvins position på én dag. Den mørkeblå linje indikerer den østlige grænse på forvaltningsområdet for Bælthavspopulationen. EU habitatområder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget inden for 100 km af forundersøgelsesområdet er vist med lys grøn. Numre på habitatområder henviser til tabel 2.1.



2.2.5 Sårbare perioder for Bælthavspopulationen

Nyfødt marsvinekalve er sammen med deres mor i de første 10-11 levemåneder (Lockyer, 2003; Teilmann et al., 2007), hvor de dier og langsomt skal lære at klare sig selv. De er derfor følsomme over for forstyrrelser, som kan føre til mor-kalv separation. Bælthavsmarsvin føder deres unger i april-oktober (Lockyer and Kinze, 2003). Antallet af nyfødte kalve stiger fra maj (her

fødes 9.1% af ungerne) til juni (6.9-10.6%) og når en top i juli-august (11.5 - 23.8%) (Kinze, 1990). Den sårbare periode dækker derfor hele året for Bælt-havsmarsvin. Der findes ingen data for kalve i forundersøgelingsområdet ved Bornholm, men yngletiden forventes at svare til Bælt-havspopulationens.

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 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)

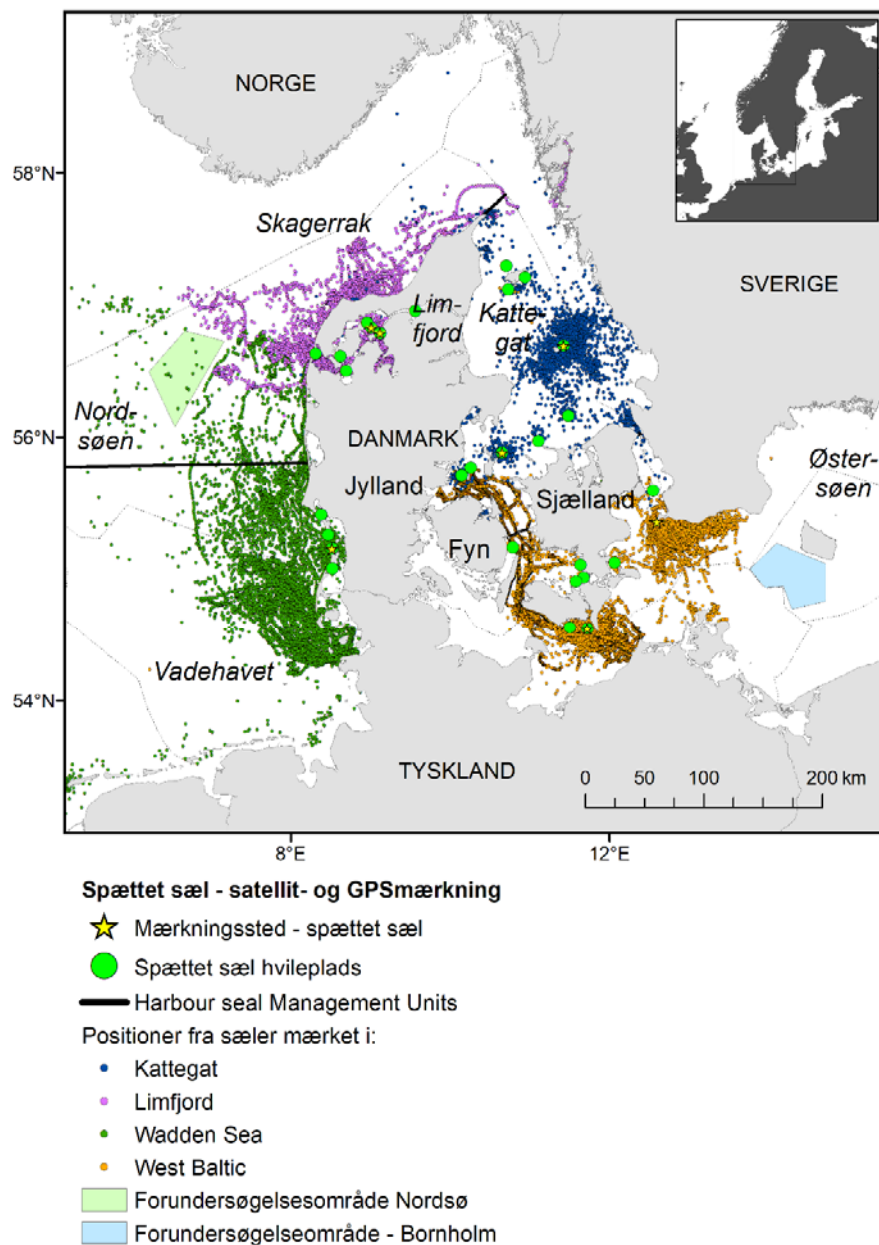
Spættet sæl er udbredt langs kyster på hele den nordlige halvkugle i den tempererede og subarktiske zone (Teilmann and Galatius, 2018). Udbredelsen i det nordøstlige Atlanterhav strækker sig fra De britiske Øer over Island op til Svalbard og Barentshavet og fra Nordsøen ind i den sydlige Østersø. Spættet 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).

Bestandene af spættet sæl i Danmark har været stigende siden arten blev fredet i 1977 og sælreservater blev etableret i Danmark. I perioden 2012-2017 har den samlede bestand af spættet sæl i hele Danmark varieret omkring 15.000 individer (Hansen, 2017). Spættet sæl har dog 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 i Kattegat 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, Limfjorden og Kattegat. Det tyder på, at bestandene af spættet sæl nærmer sig bærekapaciteten.

2.3.1 Udbredelse af spættet sæl i den sydvestlige Østersø

Spættet sæl anvender specifikke hvilepladser når de går på land for at hvile, fælde og føde deres unger. De vigtigste hvilepladser i den sydvestlige Østersø er Rødsand (vest for Gedser), Vitten-Skrollen (syd for Lolland), Aunø Fjord (Sydsjælland), Måkläppen (Skåne) og Saltholm i Øresund. Spættede sæler er generelt stedfaste (Dietz et al., 2013) og satellitmærkningsdata (indsamlet af AU 2000-2020) afspejler derfor primært sælernes bevægelser fra de steder hvor der er mærket sæler og i mindre grad hele populationens udbredelse (Figur 2.5). Ingen af de sæler Aarhus Universitet har mærket, har anvendt forundersøgelingsområdet ved Bornholm, men selvom sælerne er mærket på den nærmeste liggeplads ift. Energiøen ved Bornholm er det uvist i hvor høj grad resultaterne reflekterer deres faktiske anvendelse af området, da der kun er mærket ca. 25 spættede sæler i dette område. Resultaterne støttes dog af at der kun sjældent observeres spættede sæler omkring Bornholm.

Figur 2.5. Udbredelse af satellit-mærkede spættede sæler (n=126). Sæler mærket i den sydvestlige Østersø (orange på kortet) er relevant for forundersøgelsesområdet ved Bornholm, mens forundersøgelsesområdet i Nordsøen er relevant for spættet sæl fra både Limfjorden og Vadehavet. Data er fra spættede sæler mærket med satellitsendere. Grønne cirkler indikerer hvilepladser i Danmark, gule stjerner indikerer mærkningslokaliteter.



2.3.2 Sårbare perioder for spættet sæl i sydvestlige Østersø

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 hvorefter ungen må klare sig selv. I perioden juli-august fælder sælerne og de er i denne periode afhængige af ro på deres hvileplads. Parringen finder sted i vandet, hvor hansæler opretholder territorier hvor hunnerne tiltrækkes med undervandslyde i nærheden af hvilepladsen eller 'patuljerer' efter parringsklare hunner (Boness, 2006). Spættede sæler er mest sårbare omkring landgangspladserne i perioden 1. maj til 1. september.

2.4 Gråsæl (*Halichoerus gryphus*, Fabricius)

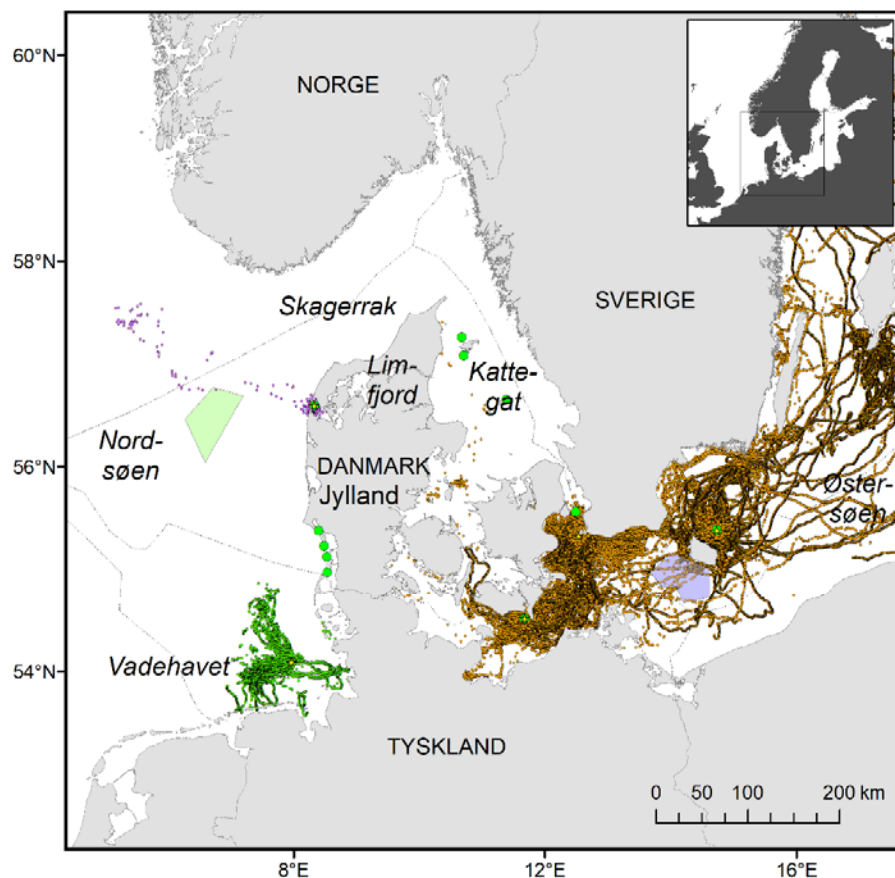
Gråsælen er udbredt i de tempererede og subarktiske dele af Nordatlanten (Bowen, 2016). På baggrund af genetiske undersøgelser er gråsælen opdelt i tre delbestande ved hhv. 1) Nordamerikas østkyst, 2) omkring De britiske Øer, Island, den norske kyst og i Nordsøen, og 3) i Østersøen (Fietz et al., 2016; Graves et al., 2008). Gråsælen var frem til 1800-tallet almindelig og udbredt i

de danske farvande. Den ynglede frem til ca. 1900 ved de danske kyster og var tidligere den mest almindelige sælart i Danmark. Den forsvandt fra Danmark efter jagt og udryddelseskampanjer. 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).

Gråsæler anvender hvilepladser året rundt, men særligt når de føder deres unger, under parring og når de fælder. I forhold til forundersøelsesområdet Bornholm, er de nærmeste vigtige hvilepladser med gråsæler Ertholmene (ved Christiansø), Rødsand og Måkläppen (ved Falsterbo, Sverige). Gråsæler bevæger sig langt omkring for at fouragere og anvender ikke nødvendigvis samme hvileplads til fødsel, som resten af året. Således er der mange gråsæler året rundt ved Christiansø, men der fødes ingen unger her. Der er observeret op til 10 gråsælunger i samme år på Rødsand, hvor der ellers forekommer færre gråsæler generelt gennem året end på de to andre nævnte hvilepladser. Gråsæler mærket af Aarhus Universitet har vist sig at anvende forundersøelsesområdet (Figur 2.6), men selvom der er mærket 59 individer er det uvist om dette afspejler hvor vigtigt området er for gråsæler.

2.4.1 Udbredelse af gråsæl i sydvestlige Østersø

Figur 2.6. Satellitmærkningsdata for gråsæler (n=59) fra Østersøbestanden. Sælerne blev mærket ved Rødsand, Måkläppen eller Christiansø. Gråsæler fra Nordsøbestand blev mærket i Nissum Bredning og på Helgoland.



Gråsæl - satellit- og GPS-mærkning

- ★ Mærkningslokaliteter - gråsæl
 - Gråsæl hvileplads
 - Forundersøelsesområde - Nordsø
 - Forundersøelsesområde - Bornholm
- Gråsæler mærket i:
- Kattegat
 - Limfjord
 - Vadehavet
 - Vestlige Østersø

2.4.2 Sårbare perioder for gråsæler i sydvestlige Østersø

Gråsæler er mest sårbare, 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, hvorefter ungen forlades og ligger i op til nogle uger endnu før den går i vandet. Forstyrres mor og unge i diegivningsperioden, er der risiko for at moderen forlader ungen eller ungen går i vandet og dør af kulde hvis den endnu ikke har skiftet til den vandskyende pels. Østersøbestanden føder unger i februar-marts, parringen finder sted efter dieperioden på ca. 3 uger. Gråsæler fra Østersøen fælder i maj-juni. Gråsæler fra Østersøpopulationen er mest sårbare omkring deres hvilepladser i perioderne februar-marts og maj-juni.

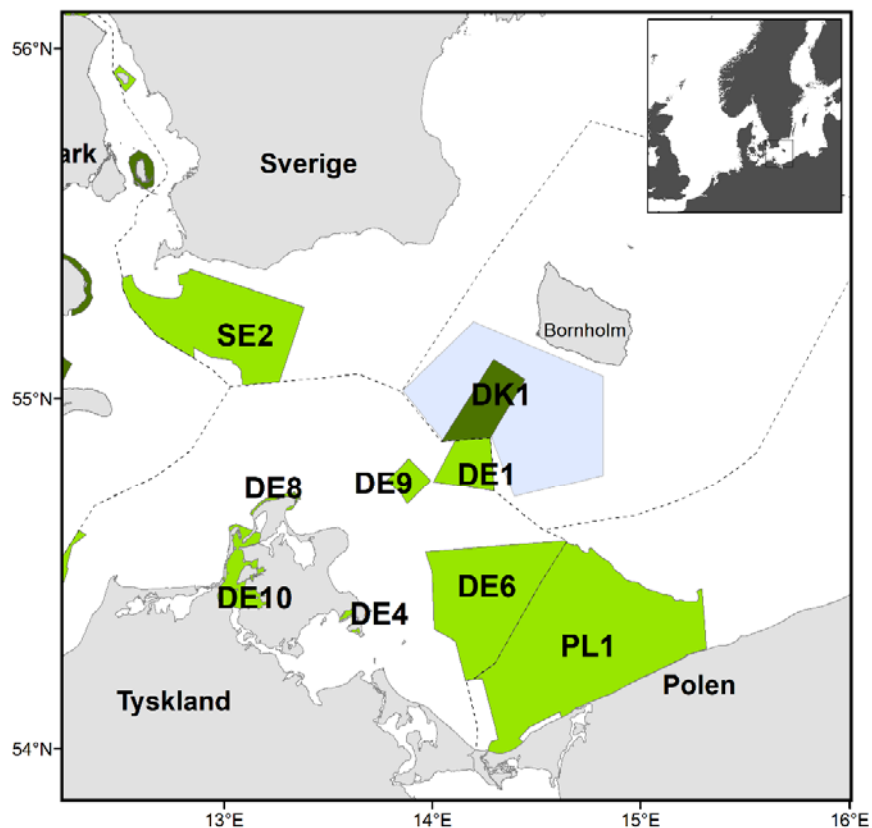
2.5 Potentielt påvirkede Natura 2000-områder

De danske Natura 2000-områder er netværk af beskyttede naturområder udpeget enten som fuglebeskyttelsesområde, habitatområde og/eller ramsarområde, alt efter hvilke arter og habitater de oprindeligt er udpeget for og hvilke EU direktiver, der ligger til grund. Havpattedyr beskyttes i habitatområder under EU's habitatdirektiv. I denne rapport kan disse områder derfor både omtales som habitatområder og Natura 2000-områder.

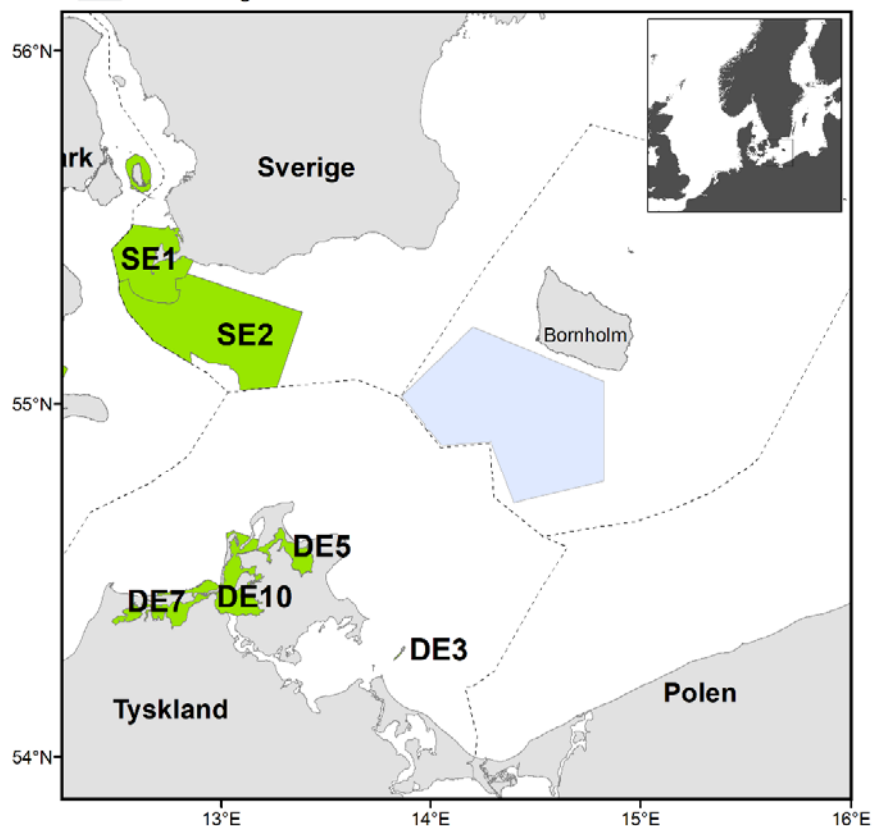
Der er et antal Natura 2000-områder udpeget for havpattedyr i nærheden af forundersøgelsesområdet til Energiø Østersø, inden for hvilke de to områder til geofysiske undersøgelser er placeret (Se Figur 4.1). Dette nødvendiggør en vurdering af mulige påvirkninger af forundersøgelserne ind i disse områder. Der er to danske, to tyske, et svensk og et polsk habitatområde i relevant afstand fra forundersøgelsesområdet ved Bornholm (Figur 2.7 og Tabel 2.1). Af disse er et potentielt nyt habitatområde H261, 'Adler Grund og Rønne Banke', placeret inde i bruttoområdet, mens to af de tyske områder (Westliche Rönnebank og Adlergrund) er placeret i umiddelbar nærhed af bruttoområdet. Det potentielle område er her vurderet på linje med godkendte habitat områder, da det forventes snart at blive endeligt godkendt.

Miljøstyrelsen har i 2019 foreslået udvidelse af udpegningsgrundlaget i 20 habitatområder, således at marsvin inkluderes (<https://mst.dk/naturvand/natur/natura-2000/natura-2000-omraaderne/udpegningsgrundlag/opdatering-af-udpegningsgrundlaget/>). Forslaget er baseret på en sammenstilling af alle eksisterende marsvinedata ift. marsvins tilstedeværelse i hvert af de marine habitatområder (Miljøstyrelsen, 2019). Et af nye områder, med marsvin på udpegningsgrundlaget, er "Adler Grund og Rønne Banke", der dermed betegnes som kandidat-habitatområde. Miljøstyrelsen har imidlertid allerede inkluderet basisanalysen 2022-27 for området (<https://mst.dk/media/194075/n252-basisanalyse-2022-27-adler-grund-og-roenne-banke.pdf>). I forhold til vurderinger i denne rapport, betragtes "Adler Grund og Rønne Banke" derfor som havende samme status som andre marsvinehabitatområder, da processen med godkendelse må formodes færdig inden Energiø Østersø skal konstrueres.

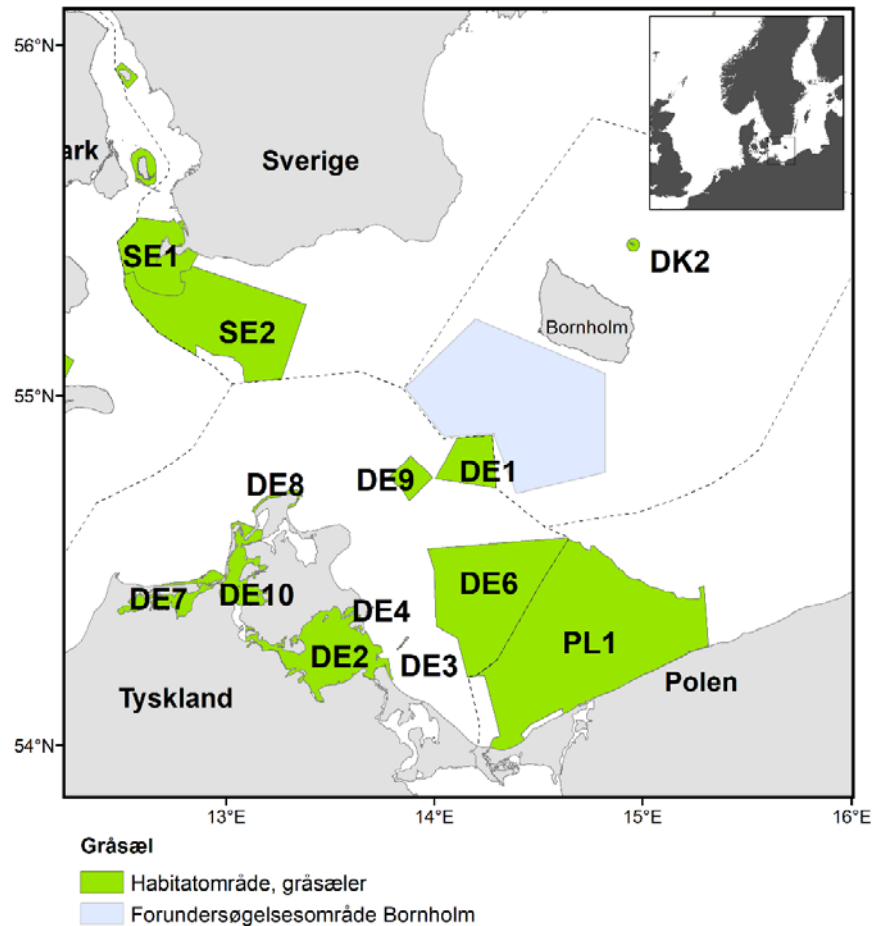
Figur 2.7. Habitatområder (Natura 2000) for inden for 100 km afstand fra undersøgelsesområdet ved Bornholm. Top: Marsvin, Midte: Spættet sæl og bund: Gråsæl. Farver angiver hvorvidt området er udpeget eller kandidat-område. For områdenavne se **Tab el 2.1.**



- Marsvin**
- Godkendt habitatområde, marsvin
 - DK Kandidatområde, marsvin
 - Forundersøgelsesområde Bornholm



- Spættet sæl**
- Habitatområder, spættet sæl
 - Forundersøgelsesområde Bornholm



Tabel 2.1. Natura 2000-områder af relevans (<100 km fra undersøgelsesområdet) for forundersøgelserne ved Energiø Østersø. Min. afstand indikerer minimum afstand mellem forundersøgelsesområdet og EU habitatområdet.

Nr. på figur 2.7	Nationalitet	DK habitat nr.	Navn	Areal (km ²)	Min. afstand (km)	Udpegningsgrundlag havpattedyr
DK1	Danmark	H261	Adler Grund og Rønne Banke	321,2	0	Marsvin (kandidat)
DK2	Danmark	H210	Ertholmene	12,6	43,1	Gråsæl
PL1	Polen		Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PL)	2431	18	Marsvin, gråsæl
SE1	Sverige		Falsterbohalvön	423,4	75	spættet sæl, gråsæl
SE2	Sverige		Sydvästkånes udsjövatten	1151	36,4	Marsvin, gråsæl, spættet sæl
DE1	Tyskland		Adlergrund	234	0	Marsvin, gråsæl
DE2	Tyskland		Greifswalder Bodden, Teile des Strelasundes und Nordspitze Usedom (DE)	600,0	65	Gråsæl
DE3	Tyskland		Greifswalder Oie	2,2	56,7	Gråsæl, spættet sæl
DE4	Tyskland		Küstenlandschaft Südostrügen	24,2	64	Marsvin, gråsæl
DE5	Tyskland		Nordrügenschke Boddenlandschaft	111,3	55	spættet sæl
DE6	Tyskland		Pommersche Bucht mit Oderbank	1102	15	Marsvin, gråsæl
DE7	Tyskland		Recknitz-Ästuar und Halbinsel Zingst	278,7	88	Gråsæl, spættet sæl
DE8	Tyskland		Steilküste und Blockgründe Wittow	18,5	46	Marsvin, gråsæl
DE9	Tyskland		Westliche Rönnebank	65,3	11	Marsvin, gråsæl
DE10	Tyskland		Westrügenschke Boddenlandschaft mit Hiddensee (DE)	233	69	Marsvin, spættet sæl, gråsæl

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 tilladelig eksponering af havpattedyr defineres af den mindste påvirkning der kan medføre et permanent høretab (Permanent Threshold Shift, 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. Efter Southall et al. (2019).

Art/gruppe	Vægtning (Southall et al., 2019)	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 støjilden, hvilket giver ophav til et midlertidigt habitattab (dyrene antages at vende tilbage til området når støjilden er væk). Påvirkningen kan også være en ændring af adfærden 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 energibalance 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 bærekapacitet og lavere vækstrate).

I praksis er det 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 DE-PONS modellen for marsvin (Nabe-Nielsen et al., 2018) men detaljegraden af disse modeller er ikke tilstrækkelig til at de kan anvendes på enkeltprojekter,

og slet ikke for så små områder som forundersøgellesområderne. 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 μ Pa udregnet som rms-gennemsnit over 125 ms og frekvensvægtet med VHF-vægtningfunktionen (Tougaard and Mikaelson, 2020; Tougaard et al., 2015). For de øvrige arter findes ikke generaliserede reaktionstærskler, dvs. tærskler udtrykt ved et modtaget lydtryk, evt. frekvensvægtet som for marsvin. I stedet må man sammenholde konkrete målte reaktionsafstande til konkrete lydkilder og foretage en kvalitativ vurdering af, hvor sammenlignelige de empiriske data er med støjpåvirkningen fra det aktuelle måleudstyr i forundersøgelsen.

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 dyrenes overlevelses og ynglesucces.

Når den samlede påvirkning skal vurderes er det væsentligt at tage områdets betydning i betragtning og den pågældende bestands følsomhed (**Tabel 3.3**). I områder af mindre betydning kan der således accepteres en større påvirkning end i vigtige områder, såsom yngle-områder eller vigtige fourageringsområder. På samme måde kan bestande i gunstig bevaringsstatus tåle større påvirkning end bestande, der er vurderet at have ugunstig bevaringsstatus. Se **Tabel 3.3**.

Tabel 3.3. 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 bilag II-arter, for hvilke der er udpeget beskyttede (Natura 2000) områder, skal der også foretages en vurdering af påvirkningen af habitatområderne. Der findes ingen de facto standard herfor for marine områder og arter, der bevæger sig i så stort omfang som havpattedyr gør. De bedst tilgængelige retningslinjer i øjeblikket er anbefalinger fra Joint Nature Conservation Society til de britiske myndigheder vedrørende forstyrrelser (JNCC, 2020b), der er fulgt nedenfor. Disse anbefalinger kan sammenfattes i to krav:

- Aktiviteten må ikke forstyrre mere end 20% af det relevante areal på noget tidspunkt.
- Det forstyrrede areal må ikke overstige 10% i gennemsnit over perioden.

Disse kriterier er udviklet af JNCC til brug for vurderinger for byggeri af havvindmølleparker i nærheden af habitatområder. Det giver i sagens natur en betydelig forskel på vurderingen afhængigt af habitatområdernes størrelse. I Østersøen findes en række meget små habitatområder og det vil derfor være langt vanskeligere at overholde kriterierne. I mangel af retningslinjer fra danske myndigheder på området er vurderingen blevet gennemført med JNCCs kriterier, tolket i en streng og en mindre streng udlægning, hhv.:

- Påvirkningen af hvert enkelt habitatområde må ikke overstige grænserne nævnt ovenfor (20%/10%)
- Den samlede påvirkning af sammenhængende habitatområder udpeget for den samme art må ikke overstige grænserne nævnt ovenfor (20%/10%). Dette gælder også selvom habitatområderne ligger i forskellige lande. Med sammenhængende menes fysisk tilstødende eller associeret med den samme fysiske struktur i havbunden.

I JNCCs vejledning udregnes den gennemsnitlige forstyrrelse over hele sæsonen (sommer eller vinter). I vurderingen af forundersøgelserne er den gennemsnitlige påvirkning alene vurderet over den periode forundersøgelserne forventes at vare, hvilket giver et markant højere gennemsnit end hvis det var udregnet over en hel sæson.

4 Modelling af påvirkninger

Det forventes at en række forskellige opmålingsinstrumenter skal anvendes til de geofysiske opmålinger af de to områder til havmølleparker, inden for forundersøgelsesområdet. 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, hvorimellem der kan påtrykkes en så stor elektrisk spænding at der springer en gnist. Denne gnist danner en luftboble, der kolliderer 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 Tabel 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 Energiøerne er derfor alene foretaget for brug af sparker.

4.1 Omfang af undersøgelserne

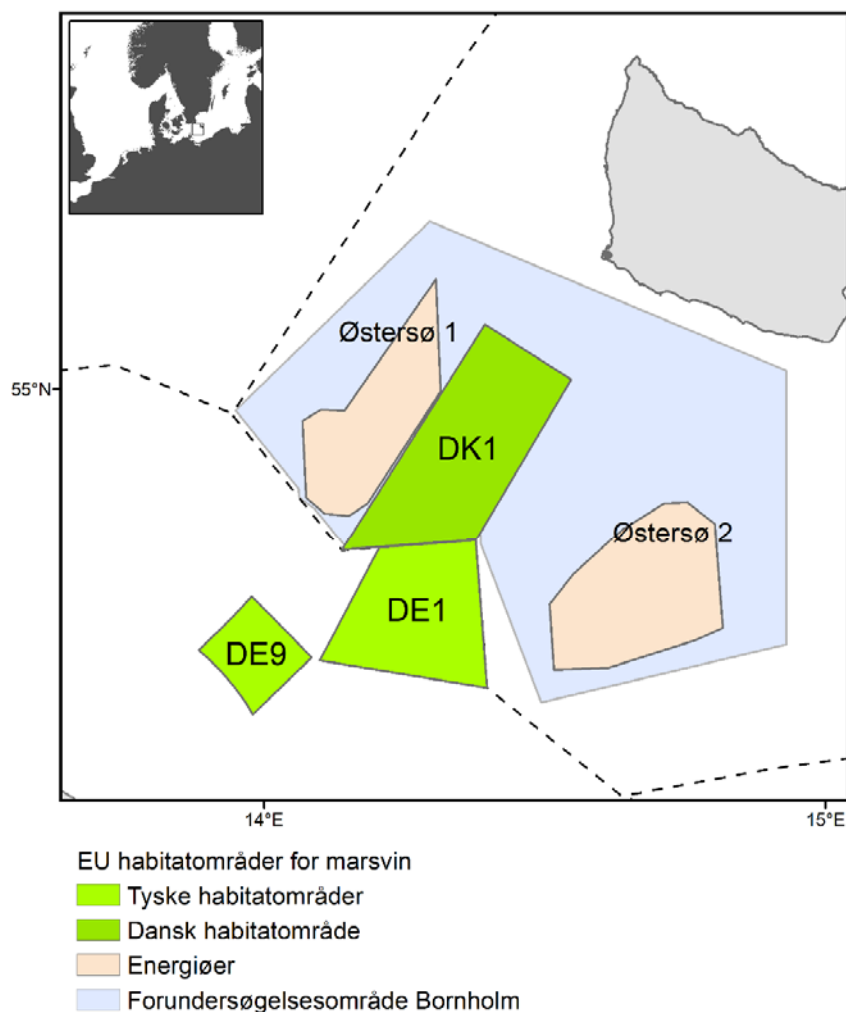
Omfanget af anvendelsen af sparker til forundersøgelserne for energiøerne blev ekstrapoleret ud fra de faktisk gennemførte geofysiske forundersøgelser ved Thor havmølleområdet (MMT, 2020). De relevante parametre er angivet i Tabel 4.1

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 ²
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 transektlinjer	2413km/440 km ²	5.5 km/ km ²
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 ² /1.5m/s	1time/ km ²
Totalt antal skud	2413 km*0.5 m/skud	4.8 mio skud
Skudtæthed	4.8 mill / 440 km ²	11000 skud/km ²

Relativt få oplysninger om de planlagte forundersøgelser er tilgængelige. De forventede undersøgelsesområders areal og omtrentlige placering er oplyst af Energinet. Baseret på disse oplysninger og erfaringer fra Thor-mølleområdet blev omfanget af forundersøgelserne estimeret. Disse estimater er angivet i Tabel 4.2 og gælder for de tentative opmålingsområder angivet i Figur 4.1. 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 4.1. De modellerede områder med forundersøgelsesområder og Natura 2000-områder indikeret.



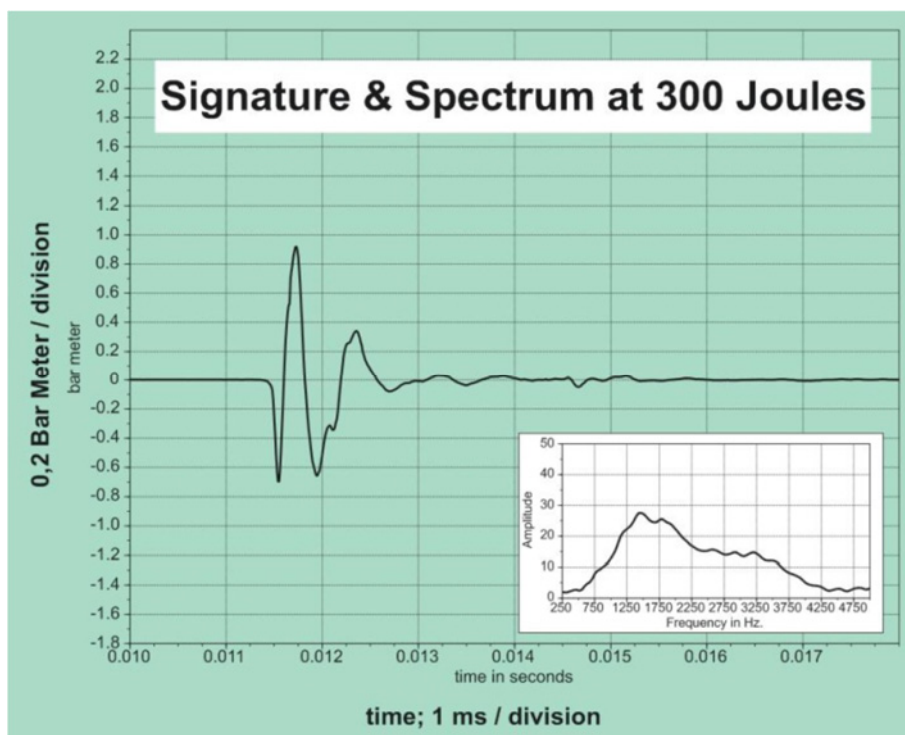
Tabel 4.2. Ekstrapolering af surveyomfang i to underområder inden for energiø Østersø, baseret på omfanget i Thor-havmølleområdet (**Tabel 4.1**).

Parameter	Energiø Østersø 1	Energiø Østersø .2
Areal af undersøgelsesområde	212 km ²	260 km ²
Total længde af transekter 2D UHRS	1166 km	1430 km
Total surveyperiode	30 d	36 d
Varighed 2D UHRS	15 d	18 d
Totalt antal skud	2.3 mio	2.9 mio

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 4.2**.

Figur 4.2. Tryksignal (signatur) og frekvensspektrum fra en Geo-Source200 sparker. Denne blev anvendt som kilde-signatur ved lydspredningsmodelleringen Kilde GEO Marine Survey Systems (2010).



Direktionaliteten af sparkeren, både i det vandrette og det lodrette plan er ukendt. 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 lydkildemodellering for et fladt akustisk stempel. I korte træk viste modellen, at sparkerens direktionalitet er ubetydelig. 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, der blev baseret på historiske målinger i tilstødende farvande. Lydkilden blev modelleret i 0.5 m dybde og lydudbredningen modelleret ud i et antal radier fra lydkildens position og modelleret i hele vandsøjlets dybde. Disse radier kunne efterfølgende sammenstilles til et 2D kort, ved at tage maksimumværdier for hvert punkt på radierne. Disse kort anvendes til vurdering af påvirkningsafstande for adfærd og høreskader.

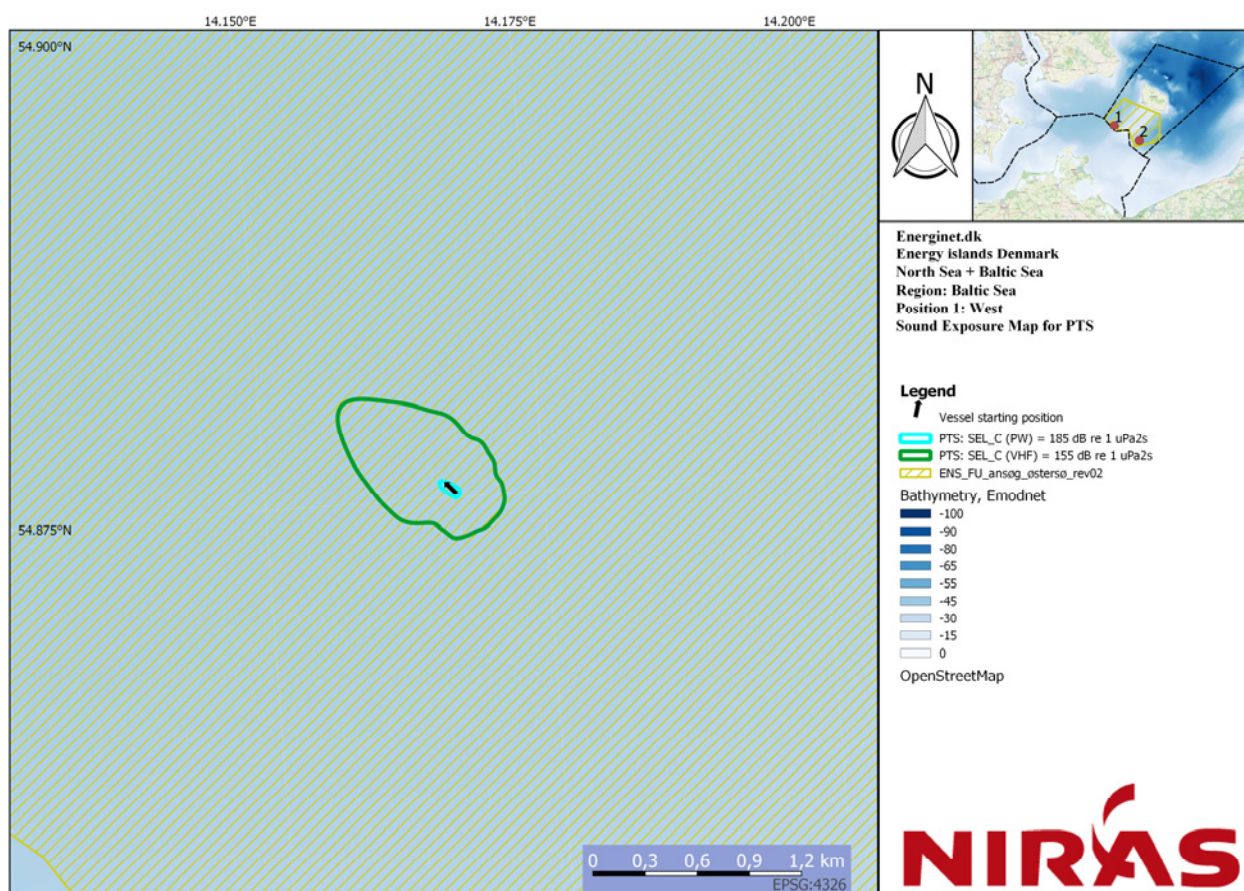
5 Forventede påvirkninger

Påvirkningen fra en forundersøgelse med Innomar subbottom profiler og Geo-Source 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.

Resultaterne af modellering af lydudbredelsen for de to positioner hhv. vest og øst for Rønne Banke 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 to undersøgelsesområder omkring Bornholm.

Art	Område	PTS	Adfærd
Marsvin	1-vest	210 - 840 m	11 km
	2-øst	200 - 580 m	9.3 km
Sæler	1-vest	20 - 120 m	-
	2-øst	20 - 70 m	-

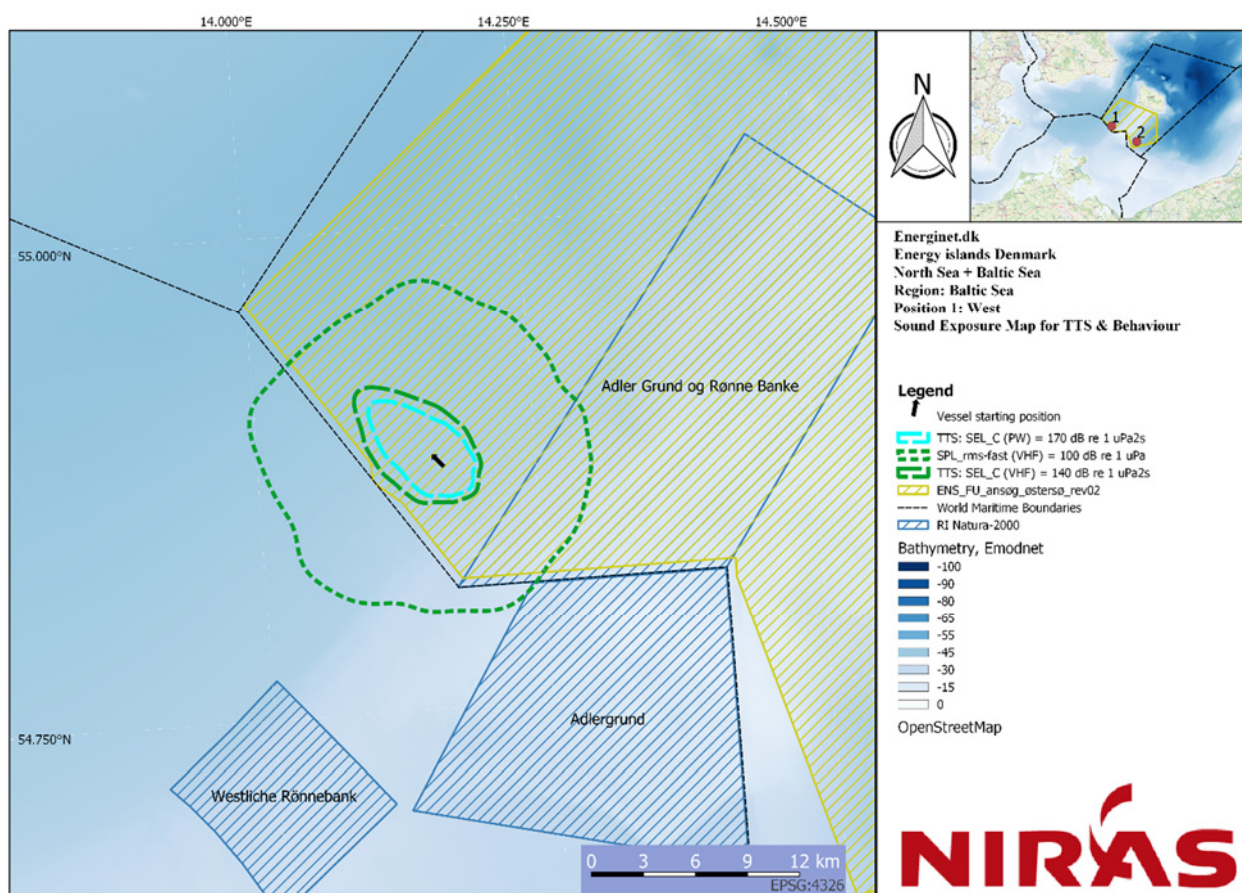


Figur 5.1. Polygonerne indrammer områder hvor det er sandsynligt at hhv. marsvin (grøn) og sæler (turkis) vil kunne pådrage sig en permanent hørenedsættelse ved opstart af survey uden brug af afværgeforanstaltninger. Bemærk at polygonen for sæler (PW) er så lille den nærmest ikke kan ses. Beregning af påvirkningsområdet er med udgangspunkt i en enkelt tilfældig position, men vil flytte sig med rundt når skibet sejler.

Det område hvor de forskellige arter af havpattedyr vurderes at kunne få permanent høretab fra sparkeren er illustreret i **Figur 5.1** for det ene opmålingsområde. Resultater for de to øvrige områder, samt områder hvor det er sandsynligt at dyrene pådrager sig midlertidige hørenedsættelser (TTS) findes i Appendiks 1. Områderne fremstår som æggeformede med 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.

5.1.1 Påvirkning af marsvin

De modellerede afstande over hvilke der kan forventes adfærdsændringer for marsvin er vist i **Figur 5.2**. Grænseværdien nås i en afstand af hhv. 11 og 9.3 km fra de modellerede kilder i positionerne vest og øst.



Figur 5.2. Omfanget af området omkring opmålingsskibet, i en tilfældig position, hvor marsvin vurderes at få henholdsvis midlertidigt høretab (TTS, grøn og turkis storstiplet grøn linje) og reagere med ændret adfærd som følge af forundersøgelsen (grøn småstiplet linje), for undersøgelsesområde vest ved Bornholm.

En reaktionstærskel på en afstand af ca. 11 km (**Tabel 5.1**, område 2) svarer til et påvirket areal på godt 300 km², hvilket kan forstås som det umiddelbare habitattab for hvert skud med sparkeren igennem den tid det tager at gennemføre forundersøgelsen. Denne varighed er 15 og 18 dage for hhv. det vestlige og østlige forundersøgelsesområde, se **Tabel 4.2**.

Østersøpopulationen af marsvin vurderes at have en høj følsomhed overfor adfærdspåvirkninger, i kraft af dens bevaringsstatus som ugunstig (**Tabel 3.3**). Området omkring Rønne Banke vurderes imidlertid ikke at være af kritisk betydning for bestanden om sommeren, da de skønnes ikke at opholde sig i området i sommermånederne (april-september), se (Carlén et al., 2018).

Påvirkninger fra forundersøgelser i sommermånederne vurderes derfor at udgøre en **ubetydelig** påvirkning på bestanden af Østersømarsvin. Hvis undersøgelserne gennemføres i vinterhalvåret vurderes de at udgøre en **medium** påvirkning af bestanden.

Bælthavspopulationen af marsvin vurderes at have en lav følsomhed overfor adfærdspåvirkninger, da bestanden er i gunstig bevaringsstatus og forundersøgelserområdet vurderes at være af marginal betydning for bestanden. Påvirkninger fra forundersøgelser vurderes derfor at udgøre en **ubetydelig** påvirkning på bestanden af bælthavsmarsvin.

Høreskader - marsvin

Marsvin, der opholder sig i en afstand mellem 200 og 800 m fra surveyeskibet når sparkeren tændes vurderes at være i risiko for at få en permanent hørenedsættelse. Den præcise afstand afhænger af marsvinets placering i forhold til sejlretningen 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 ikke nå indenfor den kritiske afstand på 200-800 m.

Risikoen for at marsvin befinder sig indenfor den kritiske afstand 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 marsvin omkring Bornholm i kraft af permanent hørenedsættelse at være **ubetydelig**, 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.

Påvirkning af spættet sæl og gråsæl

I modsætning til marsvin, findes der ingen specifikke studier af reaktioner på geofysiske undersøgelser og der findes ikke generaliserede tærskler for sæler. 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 pæleramning 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 på sparkeren, dvs. de vurderes at reagere i en afstand på 10-11 km eller mindre.

Spættet sæl forventes kun at forekomme sporadisk i forundersøgelserområdet (Figur 2.5) og bestandens følsomhed vurderes at være **lav**, da den er i gunstig bevaringsstatus. Den samlede påvirkning af bestanden af spættet sæl i den Sydvestlige Østersø vurderes at være **ubetydelig**.

Gråsæl forventes at forekomme regelmæssigt i forundersøgelserområdet (Figur 2.6), men det vurderes ikke at området har særlig betydning for popula-

tionen. Populationens følsomhed overfor forstyrrelser vurderes at være **medium**, da gråsælens bevaringsstatus i den sydvestlige Østersø er stærkt ugunstig. Samlet set, når også den begrænsede varighed af forundersøgelserne tages med i betragtning, vurderes det, at påvirkningen på bestanden af gråsæl i Sydvestlige Østersø er **lille**.

Høreskader - sæler

Sæler vurderes at være betydeligt mindre følsomme overfor at få hørenedsættelse som følge af støjpåvirkning (Southall et al., 2019), med modellerede maksimale påvirkningsafstande på 120 m eller mindre (Tabel 5.1). Da sæler yderligere, i modsætning til marsvin, 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 sig høreskader. Påvirkningen af forundersøgelserne på spættet sæl og gråsæl i form af høretab som følge af forundersøgelserne vurderes at være **ubetydelig**.

Det anbefales at anvende soft start / ramp up hver gang sparkeren skal tændes for at give sælerne 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.

5.1.2 Påvirkning af Natura 2000-områder

Der er flere Natura 2000-områder i nærheden af forundersøgelserområderne (Tabel 2.1). Tre af disse ligger i en afstand hvor det kan forventes, at støj fra forundersøgelserne kan påvirke marsvin og evt. sæler i områderne. Disse er Rønne Banke og Adler Grund (DK), Adlergrund (DE) og Westliche Rönnebank (DE) (Figur 2.7).

Med det undersøgelsesområde, der er angivet i **Figur 5**. (grønt rektangel) vil den maksimale påvirkning af de tre områder, under antagelse af en påvirkningsafstand på 11 km, være som angivet i **Tabel 5.1**.

Tabel 5.1. Estimer for maksimalt påvirket areal og fraktion af Natura 2000-områder omkring forundersøgelserområde Østersø 1 ved gennemførelse af de planlagte geofysiske undersøgelser. Påvirkningerne er udregnet for tre minimumsafstande til området Rønne Banke og Adler grund (H261), og både for Natura 2000-områderne enkeltvis og for den tyske og danske del af Rønne Banke og Adler Grund samlet.

Afstand til H261	Område	Min. afstand	Påvirket areal	Procent
0 km	Rønne Banke og Adler Grund (DK)	0 km	190 km ²	59%
	Adlergrund (DE)	3.5 km	~75 km ²	~32%
	W. Rönnebank (DE)	11.3 km	0 km ²	0 %
	Rønne Banke & Adler Grund (DK) + Adlergrund		190 km ²	34%
3.7 km	Rønne Banke og Adler Grund (DK)	3.7 km	110 km ²	34 %
	Adlergrund (DE)	~6.5 km	~40 km ²	17%
	W. Rönnebank (DE)	11.3 km	0 km ²	0 %
	Rønne Banke & Adler Grund (DK) + Adlergrund		110 km ²	20 %
6.1 km	Rønne Banke og Adler Grund (DK)	6.1 km	63 km ²	20%
	Adlergrund (DE)	~9 km	~10 km ²	~5 %
	W. Rönnebank (DE)	> 11.3 km	0 km ²	0 %
	Rønne Banke & Adler Grund (DK) + Adlergrund		63 km ²	11 %

Af tabellen kan man se at en betydelig del af Rønne Banke og Adler Grund vil blive påvirket, hvis forundersøgelserområdet grænser lige op til Natura 2000 området. For den danske del af Rønne Banke vil 59% af Natura 2000-området

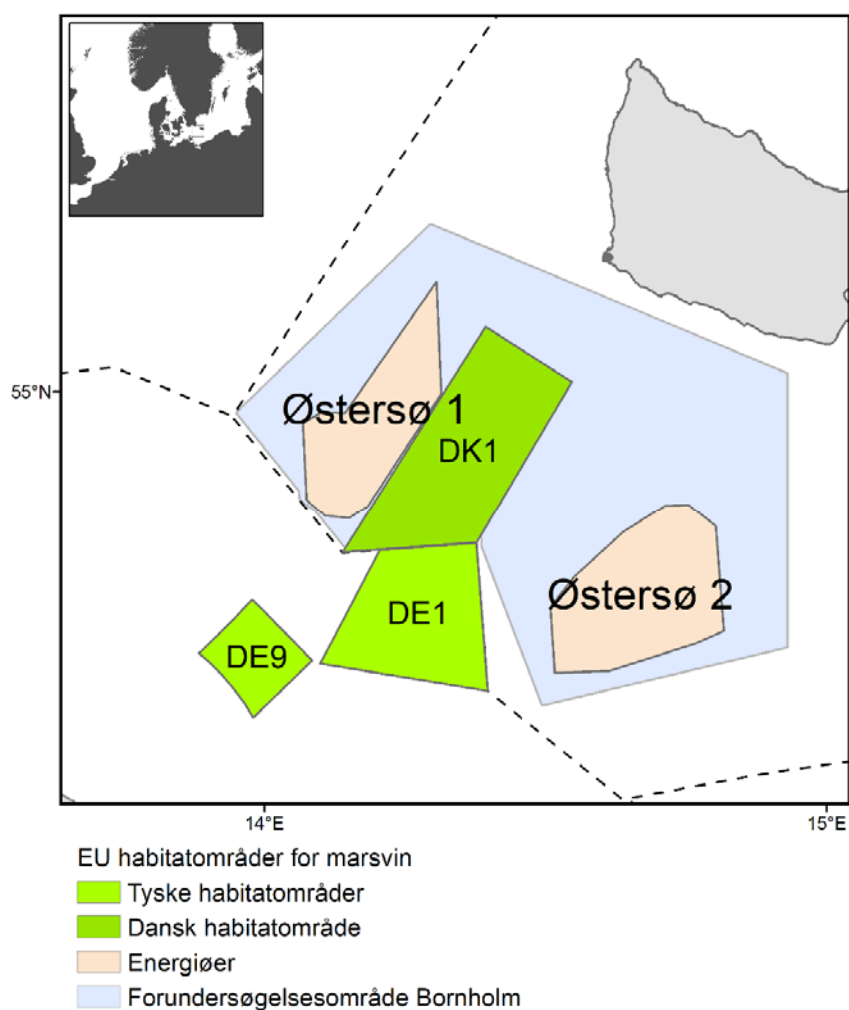
påvirkes, mens det tilsvarende for den tyske del er ca. 32%. Hvis påvirkningen sættes i forhold til det samlede areal af de to områder, er det 34% der påvirkes. Uanset hvordan regnestykket laves vil JNCCs anbefalede grænse på maksimalt 20% af Natura 2000 området overskrides (JNCC, 2020a). Forundersøgelserne er vurderet til at tage 15 døgn, hvilket dermed er påvirkningstiden. Samlet set vurderes det, at påvirkningen af Natura 2000-områderne er medium, da den foreslåede grænseværdi på 20% er overskredet, dvs. det mellemste trin på en skala fra lav/lille til betydelig/stor. Hvis man vil gå yderligere i detaljer, vurderes det at vinterperioden er mest sårbar, da det er her Østersøpopulationen af marsvin kan være i området.

Hvis man regner de 20% i forhold til det samlede areal for Rønne Banke og Adler Grund, både på tysk og dansk side, så vil man kunne nå under 20% påvirket areal, såfremt surveyskibet (og dermed forundersøgellesområdet) ikke kommer tættere end 3.7 km på Natura 2000-området, såfremt de antagelser, der er foretaget for sparkeren i denne rapport, holder.

Hvis man vil under 20% i hvert enkelt Natura 2000-område, så kræver det, at surveyskibet og dermed forundersøgellesområdet ikke kommer tættere på end 6.1 km til Natura 2000-området.

Da de relevante Natura 2000-områder alene er udpeget for marsvin, foretages vurderingen af påvirkning af Natura 2000-områder også kun for marsvin.

Figur 5.3. Forundersøgellesområder og de tre EU habitatområder (Natura 2000) områder for marsvin indikeret.



Ved at flytte forundersøgelsesområdet længere væk kan påvirkningsgraden altså reduceres. Afhængigt af om vurderingen sker område for område eller på det totale areal vil forundersøgelsesområdet skulle flyttes mellem 3.7 og 6.1 km væk for at påvirkningsgraden falder indenfor retningslinjerne fra JNCC (20%).

6 Konklusion

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

Høretab

- Risikoen for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab som følge af forundersøgelserne er alene knyttet til tidspunkter, hvor sparkeren startes. Det vurderes at marsvin og sæler vil have en risiko for at pådrage sig et permanent høretab, hvis de opholder sig i nærheden af surveyskibet ved start af sparkeren.
- For sæler er den kritiske afstand modelleret til at være indenfor 120 m fra surveyskibet, afhængig af geografisk position og placering i forhold til skibets sejlretning.
- For marsvin er den tilsvarende kritiske afstand modelleret til at være indenfor 840 m fra surveyskibet.
- Risikoen for at sæler og marsvin pådrager sig permanent høretab kan reduceres ved at gennemføre en dertil egnet gradvis opstart af udstyret (soft start).
- Påvirkningen på populationerne af marsvin fra permanent hørenedsættelse vurderes at være **ubetydelig**, såfremt soft start anvendes.
- Påvirkningsafstande for sæler vurderes at være så små at risikoen reelt er **ubetydelig**.

Adfærdspåvirkninger

- Det vurderes, at marsvin vil reagere på støjen fra forundersøgelserne i betydelig afstand fra surveyskibet, på op til 11 km.
- Det vurderes at sæler vil reagere på forundersøgelserne i op til samme afstand som marsvin.
- Da det påvirkede områdes areal (ca. 300 km²) er lille i forhold til den sydvestlige Østersø og påvirkningen er relativt kortvarig (skønnet 15 + 18 døgn), vurderes det, at påvirkningen på de respektive bestande af Bælt-havsmarsvin og spættet sæl vil være **ubetydelig**.
- Bestanden af græsæler i den sydvestlige Østersø har ugunstig bevaringsstatus hvilket øger deres følsomhed over for påvirkninger. Påvirkningen fra forundersøgelserne vurderes at være **lille** for denne population af græsæler.
- For Østersøbestanden af marsvin vil påvirkningen afhænge af sæsonen, da bestanden kun ser ud til at bruge den Sydvestlige Østersø om vinteren. Hvis undersøgelserne gennemføres i vinterhalvåret, vurderes påvirkningen på Østersøpopulationen af marsvin at være **medium**. Hvis undersøgelserne gennemføres i sommerhalvåret vurderes påvirkningen at være **lille**.

Påvirkning af Natura 2000-områder

- De nærmeste Natura 2000-områder med havpattedyr på udpegningsgrundlaget ligger inden for den afstand der vurderes at give adfærdsendringer hos marsvin. Områderne er udpeget for marsvin. Effekten er her beregnet ift. JNCC guidelines, hvor maksimalt 20% af et Natura 2000 område til en hver tid må påvirkes. Som grænse for påvirkning er anvendt marsvins adfærdstærskel. For det nærmeste Natura 2000 område (Adler Grund og Rønne Banke) som grænser lige op til undersøgelsesområdet, er

påvirkningen maksimalt 59% af det samlede areal. Hvis de to tilstødende Natura 2000-områder 'Adler Grund og Rønne Banke (DK)' og det tyske 'Rønne Banke (DE)' slås sammen, da de er udpeget for samme art, reduceres den samlede påvirkning til maksimalt 34%. Uanset ligger procentsatsen for det påvirkede areal over anbefalingen fra JNCC på maks 20%.

- Effekten kan reduceres ved at flytte nærmeste transektlinje ud i en afstand af 6.1 km fra Natura 2000 området, hvis områderne vurderes enkeltvis, og til en afstand af 3.7 km, hvis områderne vurderes samlet.

Tabel 6.1. Opsummering af vurderinger (ud fra tabel 5.1 og 5.2) af påvirkninger på populationsniveau i kraft af høretab (PTS, efter afværgeforanstaltning med ramp-up over en vis periode) og adfærdsforstyrrelser, samt påvirkning af Natura 2000-områder udpeget for marsvin (der er ingen Natura 2000-områder i relevant afstand udpeget på grundlag af sæler og derfor er påvirkningen ubetydelig).

Art/bestand	Høretab (PTS)	Påvirkning på populationen af dyrenes adfærdsændring	Natura 2000
Marsvin - Bælthav	Ubetydelig	Ubetydelig	Medium
Marsvin – Østersø, sommer	Ubetydelig	Ubetydelig	
Marsvin – Østersø, vinter	Ubetydelig	Medium	
Spættet sæl	Ubetydelig	Ubetydelig	Ubetydelig
Gråsæl	Ubetydelig	Lille	Ubetydelig

Det anbefales at anvende soft start / ramp up hver gang sparkeren skal tændes for at give dyrene 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.

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.

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 gryphus* - The IUCN Red List of threatened species.

Carlén, I., L. Thomas, J. Carlström, M. Amundin, J. Teilmann, N. Tregenza, J. Tougaard, J.C. Koblitz, S. Sveegaard, D. Wennerberg, O. Loisa, M. Dähne, K. Brundiers, M. Kosecka, L.A. Kyhn, C.T. Ljungqvist, I. Pawliczka, R. Koza, B. Arciszewski, A. Galatius, M. Jabbusch, J. Laaksonlaita, J. Niemi, S. Lyytinen, A. Gallus, H. Benke, P. Blankett, K.E. Skóra, and A. Acevedo-Gutiérrez. 2018. Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biological Conservation*. 226:42-53.

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.

Dietz, R., J. Teilmann, S.M. Andersen, F. Rigét, and M.T. Olsen. 2013. Movements and site fidelity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. *ICES Journal of Marine Science*. 70:186-195.

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., 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 (*Halichoerus grypus*) from three breeding areas in the Baltic Sea. *Conservation Genetics*. 10.

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. SCANS III.

Hansen, J.W. 2017. Marine områder 2017. NOVANA. . In Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Vol. 308. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi., Roskilde, Danmark. 128. <https://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf>

Härkönen, T., B.M. Backlin, T. Barrett, A. Bergman, M. Corteyn, R. Dietz, K.C. Harding, J. 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.

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.

JNCC. 2020a. Guidance for assessing the significance of noise disturbance against Conservation Objectives of harbour porpoise SACs. JNCC.

JNCC. 2020b. Guidance for assessing the significance of noise disturbance against Conservation Objectives of harbour porpoise SACs. (England, Wales & Northern Ireland).

Kinze, C.C. 1990. The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*, L., 1758) stock identification and migration patterns in Danish and adjacent waters. . Vol. Ph.D. University of Copenhagen.

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.

Lockyer, C., and C. Kinze. 2003. Status, ecology and life history of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*), in Danish waters. *NAMMCO Sci. Publ.* . 5:143-176.

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.

Miljøstyrelsen. 2019. Udpegningsgrundlag for habitatområder. Miljøstyrelsen, Københavns.

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. Härkönen, 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.*

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.

SAMBAH. 2016. LIFE+ SAMBAH Final report. In LIFE +. Vol. LIFE08 NAT/S/000261. EU.

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. <https://dce2.au.dk/pub/SR262.pdf>

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.

Sveegaard, S. 2020. Notat om resultater fra udlægning af akustiske lyttestationer for marsvin omkring Bornholm som supplerende overvågning af marsvin under Havstrategidirektivet. Vol. Notat nr. 2020 | 5. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_5.pdf

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. <https://dce2.au.dk/pub/SR238.pdf>

Sveegaard, S., J. Teilmann, J. Tougaard, R. Dietz, K. Mouritsen, G. Desportes, and U. Siebert. 2011. High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science*. 27:230-246.

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.Managem.* 9.

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. <https://dce2.au.dk/pub/SR366.pdf>

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.

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 μ Pa m	Primary frequency range	Pulse duration	Beam width	Sound exposure level per pulse dB re. 1 μ Pa ² 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 **Error! Reference source not found.** 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 $SPL_{RMS-fast,VHF}$ (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 $SEL_{C24h,VHF}$ over the entire survey duration of 24 hours was calculated for the PTS threshold value of $SEL_{C24h,VHF} = 155$ dB re. $1 \mu Pa^2s$. 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.

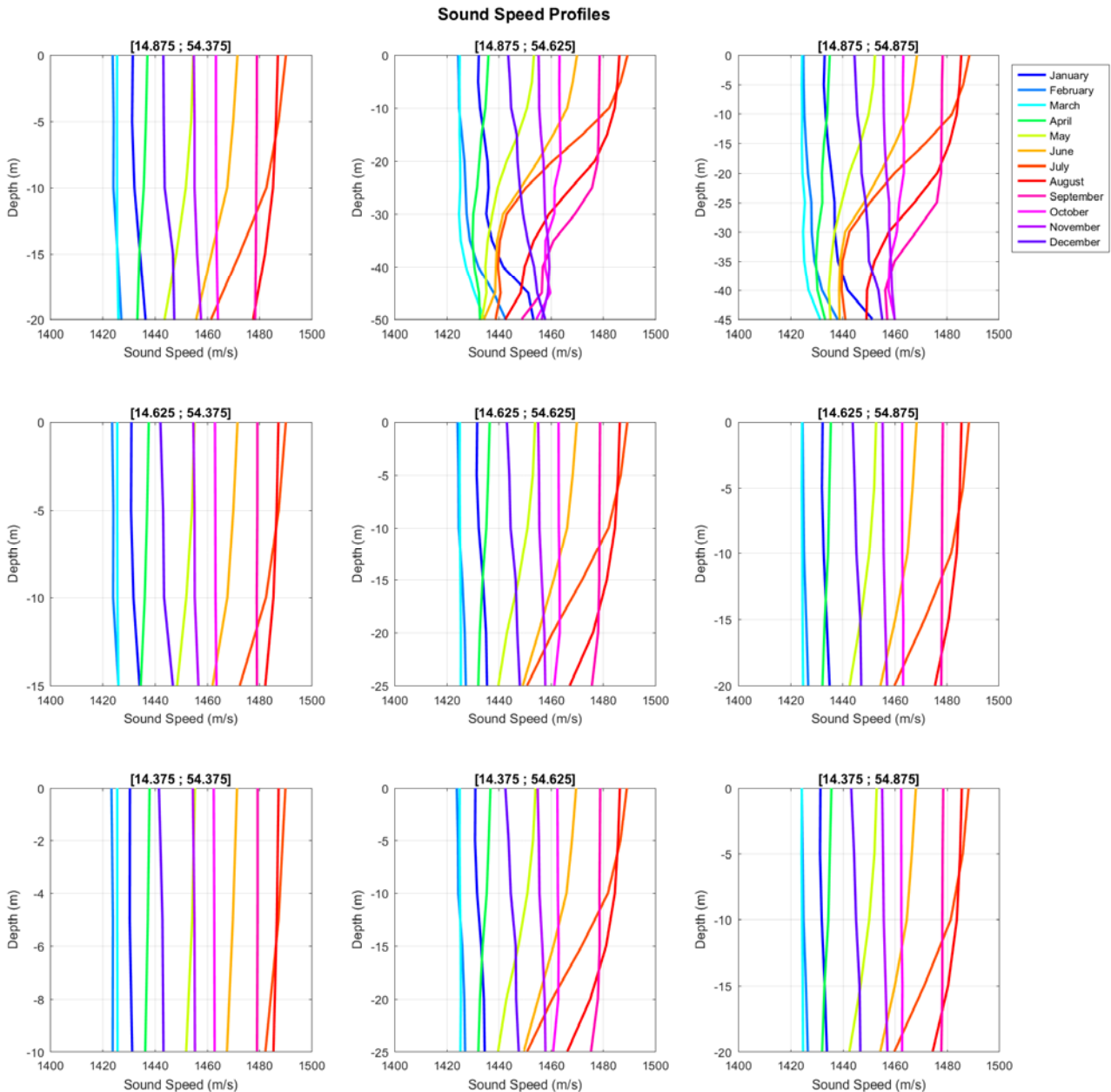


Figure A1.1. Baltic Sea Sound Speed Profiles, based on WOA18 database for Salinity and Temperature. Gridded for nearby datapoints within the WOA18 database. Coordinates in EPSG:4326.

The expected threshold distance for behavior was also calculated, directly from the sound transmission model, as the distance at which $SPL_{RMS-fast, VHF} = 100$ dB re. 1 μ 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.

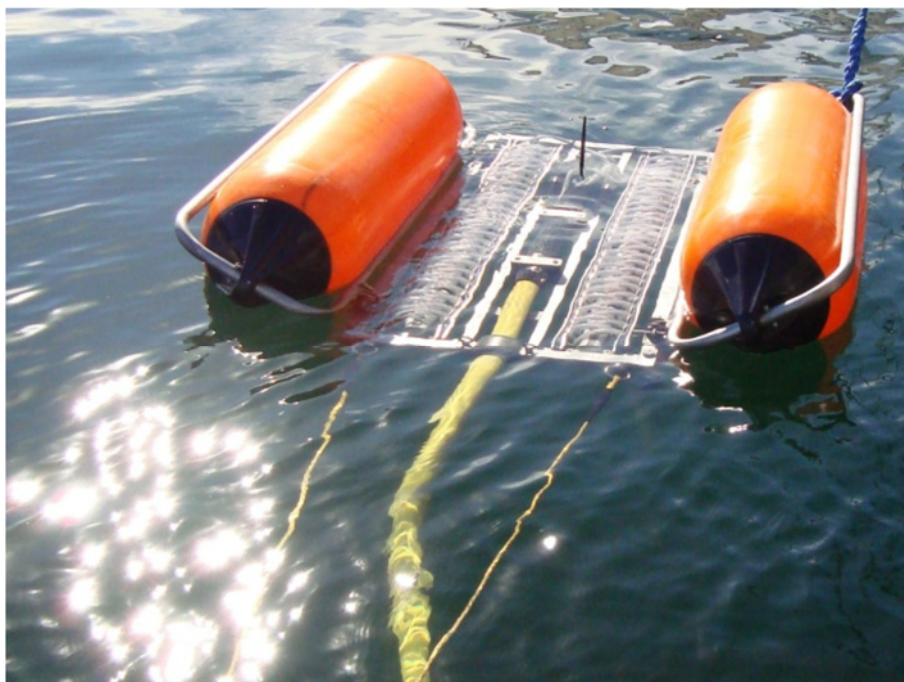
Table A1.2. Threshold distances for PTS and behavior for the two different sites. PTS and TTS distances are given as the minimum distance a marine mammal must at least be relative to the survey vessels location at the onset of the survey to avoid the corresponding impact, be it PTS or TTS. Behaviour 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]
			PTS (SEL _{C,w})	TTS (SEL _{C,w})	SPL _{RMS,fast,VHF} = 100 dB
Baltic Sea	Harbour Porpoise	1: West	210 - 840 m	2.0 - 6.6 km	11 km
		2: East	200 - 580 m	1.4 - 5.3 km	9.3 km
	Harbour Seal	1: West	20 - 120 m	1.6 - 5.5 km	
		2: East	20 - 70 m	1.1 - 5.0 km	

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 omnidirektional udstråling, men da lyd-kilden 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 -3 dB beamwidth, oplyst for forskellige størrelser på elektrodearrayet (**Figur A2.2**). I den konfiguration, der antages at skulle anvendes ved forundersøgelserne villængden af arrayet være 100 cm og bredden 40 cm. Det betyder at 40 cm kurven (den grønne) repræsenterer worst case: udstrålingen vinkelret på sejlretningen. I længderetningen vil direktionaliteten være beskrevet af kurven for 100 cm (den gule), mens vinker imellem vil være tilsvarende imellem de to yderpunkter.

Udstrålingsdiagrammet for sparkeren anvendes som input til lydmodelringsprogrammet 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 diameteren på stempelmodellen kunne værdier svarende til de viste i **Figur A2.2** modelleres med en diameter på 150 cm.

Figur A2.2. Direktionalitet, angivet som beam width ved forskellige frekvenser og for forskellige størrelser elektrodearray. Kilde. GEO, Holland.

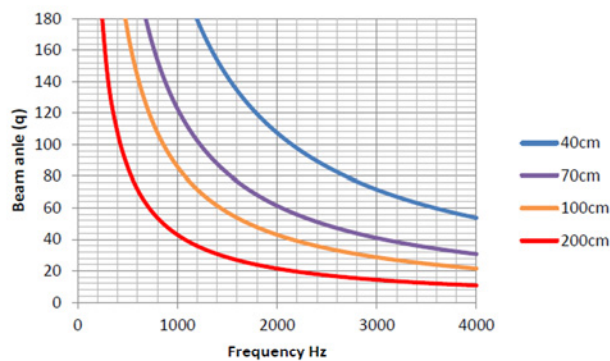


Fig 2 - Relationship between beam angle (q) and Frequency for various lengths of source surface.

Beam Angle examples:

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

Central frequency - 2000Hz

Beam angle (q)

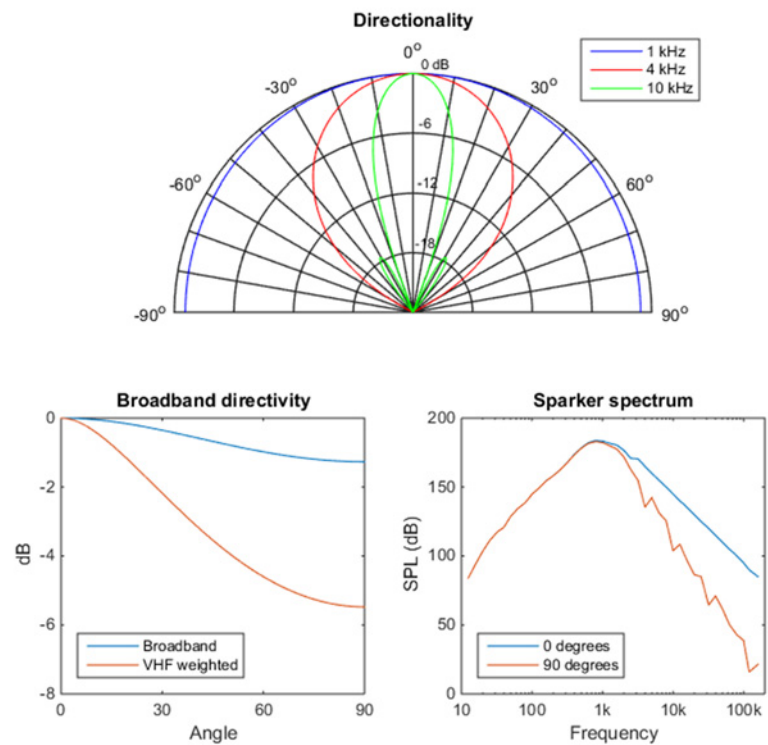
for the major source length 100cm - 40°

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 omnidirektional ved 1 kHz, moderat direktional ved 4 kHz (-3 dB bredde ca 40 grader) og meget direktional ved 10 kHz (-3 dB bredde ca. 10 grader). Da det meste af energien i sparkersignalet ligger omkring 1 kHz er den samlede direktionalitet ubetydelig for det uvægtede signal (ca 1 dB ved 90 grader), mens den er større ved det VHF-vægtede signal (omtrent 5 dB ved 90 grader).

Den beregnede direktionalitet 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 reflektionen i havoverfladen, hvilket vil føre til en kraftig højpas-filtrering af signalet i det vandrette plan (Lloyds spejleffekt, Urick, 1983). Denne direktionalitet i lydudbredelsen modelleres i lydspredningsmodellen (dBSea) og er derfor ikke medtaget her.

Figur A2.3. Direktionaliteten af et fladt stempel med diameter 0.5 m, brugt til at estimere direktionaliteten af en sparker i det lodrette plan. Øverst er angivet udstrålingsdiagram for tre forskellige frekvenser; nederst til venstre bredbåndsdirektionaliteten 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 directivity 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 Geospar-
ker200 specs.

R=zeros(length(ka),length(theta));
for n=1:length(ka)
    R(n,:)=20*log10(abs(2*bes-
selj(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
```

[Tom side]

GEOTEKNISKE OG GEOFYSISKE FORUNDERSØGELSER TIL ENERGIØ ØSTERSØ

Vurdering af påvirkning på havpattedyr

Folketinget har besluttet at etablere en energjø i Østersøen sydvest for Bornholm. I denne rapport vurderes mulige påvirkninger på havpattedyr af de geofysiske forundersøgelser til Energiø Østersø. 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. Der er risiko for at havpattedyr pådrager sig permanent høretab op til 840 m fra sparkeren, men hvis afværgeforanstaltninger (soft start) anvendes, vil denne påvirkning kunne afværges. Sæler og marsvin vurderes at ville reagere på støjen fra forundersøgelserne i afstande op til 11 km, hvilket vil kunne påvirke den stærkt truede bestand af Østersømarsvin negativt. Påvirkningen vil være mindst for undersøgelser, der gennemføres i sommerperioden. Et af de to forundersøgelsesområder grænser op til et dansk og et tysk Natura 2000-område og disse vil derfor blive påvirket af støjen fra undersøgelserne. Påvirkningen af Natura 2000-områderne kan reduceres ved at flytte forundersøgelsesområdet længere væk fra grænsen til det danske habitatområde.