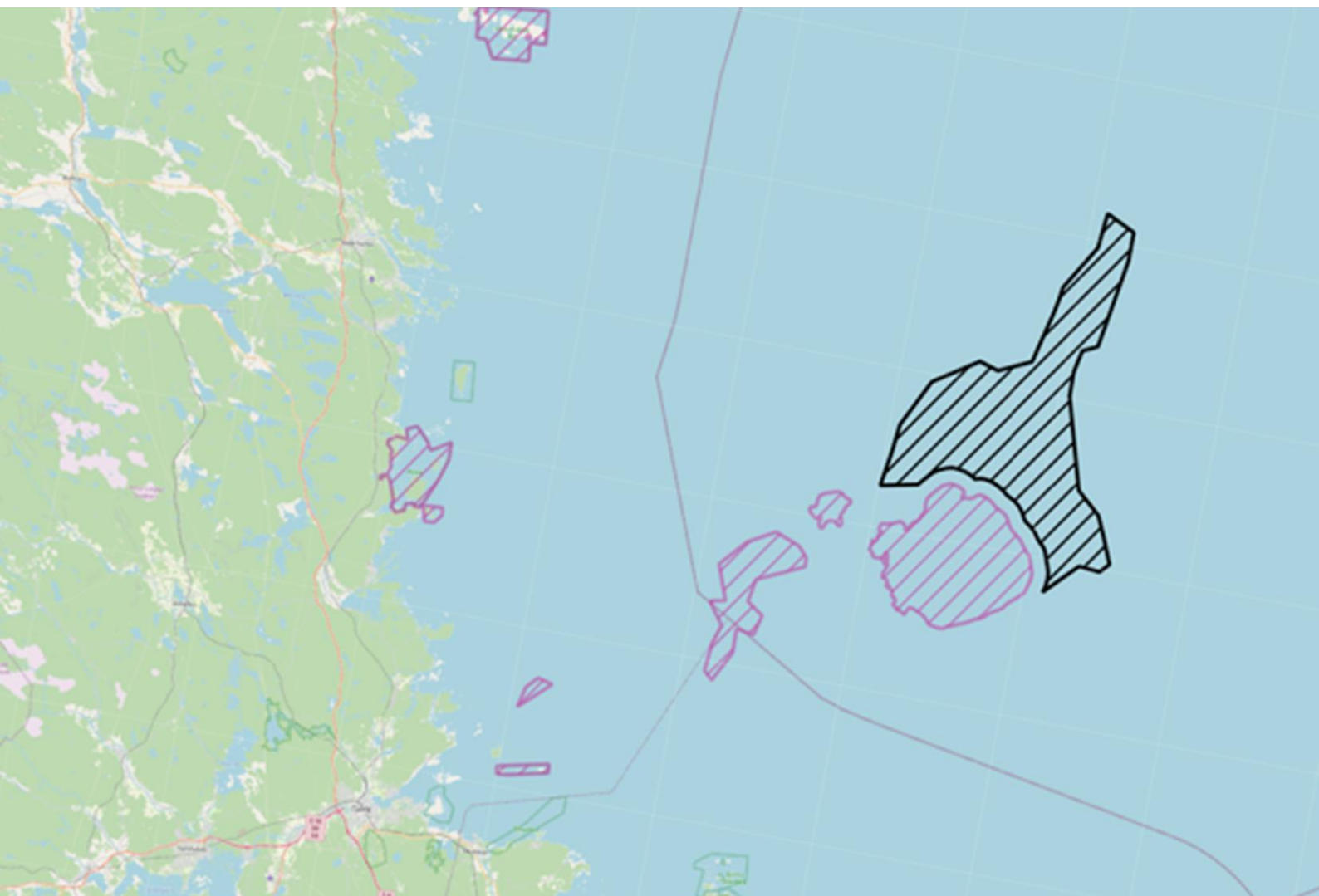


FYRSKEPPET
OFFSHORE AB



Fyrskippet Offshore

Modellering av undervattensljud (*svensk
översättning av bilaga M13*)



Fyrskäppet vindkraftpark

**Modellering av undervattensljud:
Anläggning, drift och geotekniska undersökningar
– Översatt till svenska**

Fyrskäppet Offshore AB

Datum: 18 mars 2024

NIRAS SWEDEN AB
Box 70375
107 24 Stockholm
www.niras.se
Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: Fyrskeppet

Projektnummer:

Upplaga: 1

Datum: 2024-03-18

På uppdrag av: Fyrskeppet Offshore AB

Uppdragsledare: Frida Seger

Översättning: Frida Seger

Kvalitetskontroll: Emilia Benavente Norrman

Rapporten är översatt från engelska till svenska. Originalversionen av rapporten (engelska) är den gällande versionen för tillståndsansökan.

Innehåll

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 1. | Introduktion | 9 |
| 2. | Syfte | 10 |
| 3. | Definitioner för undervattensljud..... | 10 |
| 3.1 | Källnivå..... | 10 |
| 3.2 | Ljudtrycksnivå | 10 |
| 3.3 | Ljudexponeringsnivå | 10 |
| 3.4 | Kumulativ ljudexponeringsnivå..... | 11 |
| 3.5 | Stationär källa (pålning)..... | 11 |
| 3.6 | Rörliga källor (undersökningsfartyg) | 12 |
| 4. | Påverkanskriterier för undervattensljud | 12 |
| 4.1 | Tillämpat tröskelvärde för fisk | 13 |
| 4.2 | Tillämpat tröskelvärde för marina däggdjur | 13 |
| 4.3 | Avstånd till tröskelvärde | 14 |
| 4.4 | Frekvensvägningsfunktioner | 14 |
| 5. | Modellering av spridning av undervattensljud | 15 |
| 5.1 | Grunder gällande spridning av undervattensljud | 16 |
| 5.2 | Numeriska modeller av ljudspridning | 17 |
| 5.3 | Modell-mjukvara för spridning av undervattensljud..... | 18 |
| 5.4 | Omgivningsmodell..... | 19 |
| 5.4.1 | Batymetri | 19 |
| 5.4.2 | Sediment..... | 20 |
| 5.4.3 | Ljudhastighetsprofil, salthalt och temperatur | 23 |
| 5.4.3.1 | Ljudhastighetsprofil | 23 |
| 5.4.3.2 | Salthaltprofil..... | 24 |
| 5.4.3.3 | Temperaturprofil | 25 |
| 6. | Prognos över undervattensljud vid pålningsaktiviteter | 26 |
| 6.1 | Källmodell..... | 27 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 6.1.1 | Källmodellsbegrepp | 28 |
| 6.1.1.1 | Källnivå för pålning..... | 28 |
| 6.1.1.2 | Pålningens frekvensspektrum..... | 32 |
| 6.1.2 | Skyddsåtgärder vid pålning | 32 |
| 6.1.2.1 | Typer av ljuddämpningssystem..... | 33 |
| 6.1.2.2 | Effektiviteten hos ljuddämpande system | 34 |
| 6.1.3 | Källpositioner | 38 |
| 6.1.4 | Implementering av källmodell | 40 |
| 6.1.4.1 | Fundamentsscenario 1: 15 meter diameter monopile | 40 |
| 6.1.4.2 | Fundamentsscenario 2: Fackverksfundament med 4x5,5 meter pålar..... | 41 |
| 6.1.5 | Identifiering av worst case gällande fundamentstyp | 41 |
| 6.1.6 | Installation av två fundament inom en 24-timmars period | 42 |
| 6.1.6.1 | Installation av två fundament simultant | 42 |
| 6.1.6.2 | Installation av två fundament sekventiellt | 43 |
| 6.1.7 | Osäkerheter | 43 |
| 6.2 | Resultat över spridning av undervattensljud vid pålning..... | 44 |
| 6.2.1 | Tröskelavstånd för fisk med skyddsåtgärder..... | 44 |
| 6.2.2 | Tröskelavstånd för marina däggdjur med skyddsåtgärder | 45 |
| 6.2.3 | Minskat effektområde för strömmingens TTS kriterier | 45 |
| 6.2.4 | Karta över undervattensljudets utbredning för strömmingens tröskelvärden för TTS | 46 |
| 7. | Prognos för undervattensljud för geotekniska undersökningar | 50 |
| 7.1 | Beskrivning av aktiviteter | 50 |
| 7.1.1 | Sub Bottom Profiler (SBP) – Innomar Medium 100 | 51 |
| 7.1.2 | Spetstryckssondering (Cone Penetration Test, CPT) | 51 |
| 7.1.3 | Borrning | 52 |
| 7.2 | Källmodell..... | 52 |
| 7.2.1 | Källposition | 53 |
| 7.3 | Ljudspridningsresultat | 54 |
| 7.4 | Sammanfattande resultat | 54 |
| 7.5 | Osäkerheter | 55 |
| 8. | Undervattensljud under driftsfasen..... | 55 |
| 8.1 | Ljud från servicebåtar..... | 57 |
| 9. | Referenser | 59 |

Sammanfattning

Denna rapport redovisar modelleringen över spridning av undervattensljud tillsammans med bedömningar av miljöpåverkan för Fyrskippet Offshore. Modelleringen innehåller tre element.

1. Modellering över spridning av undervattensljud vid installation av fundament inom projektområdet.
2. Modellering över spridning av undervattensljud för geotekniska och geofysiska undersökningar inom projektområdet.
3. Litteratursammanställning av undervattensljud från vindturbiner i drift.

För modelleringen av undervattensljud relaterad till anläggningsfasen har två typer av fundament beaktats: en monopile med 15 meter i diameter och ett fackverksfundament med 12 x 5,5 meter pålar (pin piles). Worst case-scenariot, avseende undervattensljud, bedömdes vara 15 meter monopile. Spridning av undervattensljud beräknades för denna fundamentstyp vid 7 positioner fördelade över projektområdet.

För modelleringen av undervattensljud relaterat till geotekniska och geofysiska undersökningar inom vindkraftsparken utvärderades följande aktiviteter för undervattensljud:

1. Multibeam Echosunder (MBES)
2. Side scan sonar (SSS)
3. Sub-bottom profiler (SBP)
4. Tryckspetssondering (Cone penetration test; CPT), och
5. Borrning.

För aktivitet 3 (SBP) utfördes ljudspridningsmodellering medan resterande aktiviteter utvärderades baserat på litteratur.

En 3D akustisk modell skapades i dBSea 2.3.4, genom att använda detaljerad kunskap om batymetri, havsbottens sammansättning, vattenkolumnens salthalt, temperatur- och ljudhastighetsprofil, samt en modell för ljudkällan baserad på bästa tillgängliga kunskap. Genom att använda avancerade algoritmer för ljudspridning under vatten, inklusive normal modes (NM) och ray tracing, beräknades ljudspridningen i 36 riktningar (med en upplösning på 10°) från varje källa i ett 50 meter x 0,5 meter rutnät (avstånd x djup). Denna modell användes både för geoteknisk undersökning och installation av fundament.

Modelleringen av installation av fundament genomfördes med aktiv ljuddämpningseffekt under vatten, motsvarande den rapporterade frekvensbaserade effektiviteten av en stor dubbel bubbelgardin (Double Big Bubble Curtain; DBBC). Modelleringen utfördes vid 7 positioner, under 2 olika månader. Worst case-scenariot för hela året representerades av april, medan worst case-scenariot för perioden juni till oktober representerades av juni.

För modellering av geotekniska undersökningar modellerades 2 representativa positioner för worst case-scenariot i april. Avståndet till tröskelvärde (Distance-To-Threshold; DTT) för relevanta frekvensviktade artspecifika tröskelvärden beräknades från ljudspridningsmodellerna. Dessa inkluderar säkert startavstånd för öronlösa sälar för att förhindra permanent hörselnedsättning (Permanent Threshold Shift; PTS) och tillfällig hörselnedsättning (Temporary Threshold Shift; TTS), baserat på tröskelvärden i (NOAA, 2018).

För installationsfasen beräknades DTT för TTS och skadeträskelkriterier för torsk och strömming, samt skada för larver och ägg, se Tabell 1.1. Trösklar för DTT för öronlösa sälar visas i Tabell 1.2.

Resultaten för geotekniska och geofysiska undersökningar finns listade i Tabell 1.3.

Tabell 1.1. Avstånd till tröskelvärden för påverkan på fisk, med användning av ljuddämpning motsvarande DBBC på en 15 meter monopile.

| Position | Avstånd till tröskelvärde [meter] | | | | | | |
|---|-----------------------------------|-------------|-----------|------------------------|-------------|-----------|--------------|
| | TTS (r_{TTS}) | | | skada (r_{injury}) | | | |
| | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Larver & ägg |
| Worst case for januari - december (april) | | | | | | | |
| 1 | 9900 | 6000 | 5200 | 25 | 25 | 25 | 575 |
| 2 | 7600 | 4150 | 3400 | 25 | 25 | 25 | 475 |
| 3 | 8800 | 5600 | 4900 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 4 | 8100 | 4850 | 4100 | 25 | 25 | 25 | 500 |
| 5 | 11 900 | 8100 | 7200 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 6 | 9600 | 6000 | 5100 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| 7 | 10 600 | 6800 | 6000 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| Worst case for juni - oktober (juni) | | | | | | | |
| 1 | 9600 | 5700 | 4850 | 25 | 25 | 25 | 575 |
| 2 | 7000 | 3750 | 3000 | 25 | 25 | 25 | 500 |
| 3 | 8200 | 5100 | 4450 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| 4 | 7400 | 4250 | 3550 | 25 | 25 | 25 | 475 |
| 5 | 11 300 | 7500 | 6600 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 6 | 8700 | 5200 | 4300 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 7 | 10 100 | 6400 | 5500 | 25 | 25 | 25 | 625 |

Tabell 1.2. Avstånd till tröskelvärden för påverkan på öronlösa sälar, med användning av ljuddämpning motsvarande DBBC på en 15 meter monopile.

| Position | Avstånd till tröskelvärde för öronlösa sälar [meter] | | | |
|----------|--|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| | Worst case for januari - december (april) | | Worst case for juni - oktober (juni) | |
| | PTS (r_{PTS}) | TTS (r_{TTS}) | PTS (r_{PTS}) | TTS (r_{TTS}) |
| 1 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 2 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 3 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 4 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 5 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 6 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 7 | 25 | 25 | 25 | 25 |

Avstånd till tröskelvärden för PTS och TTS beskriver det minsta avståndet från källan som en säl eller fisk måste vara, innan pålning påbörjas, för att undvika den respektive påverkan. Det representerar därför inte en specifik mätbar ljudnivå, utan snarare en säker startposition.

Tabell 1.3. Avstånd till tröskelvärde i meter för seismiska undersökningsaktiviteter för individuella utrustningstyper. PTS- och TTS-avstånd visar på det avstånd från undersökningsfartyg (SBP), CPT eller borraraktivitet som ett marint däggdjur minst måste befinna sig vid starten av maximal undersökningsaktivitet för att undvika respektive påverkan.

| Geoteknisk/geofysisk undersökningsmetod | Position | Påverkansavstånd (m från aktivitet) | |
|---|------------|-------------------------------------|--------|
| | | $L_{E,cum,24h,PCW}$ | |
| | | TTS | PTS |
| Innomar Medium 100 (SBP) | 3 | < 25 m | < 25 m |
| | 5 | < 25 m | < 25 m |
| Drilling | Litteratur | < 25 m | < 25 m |
| Cone Penetration Test (CPT) | Litteratur | N/A* | N/A* |

*: det var inte möjligt att bestämma räckvidd för påverkan, men räckvidden bedöms vara mindre än den från undersökningsfartyget.

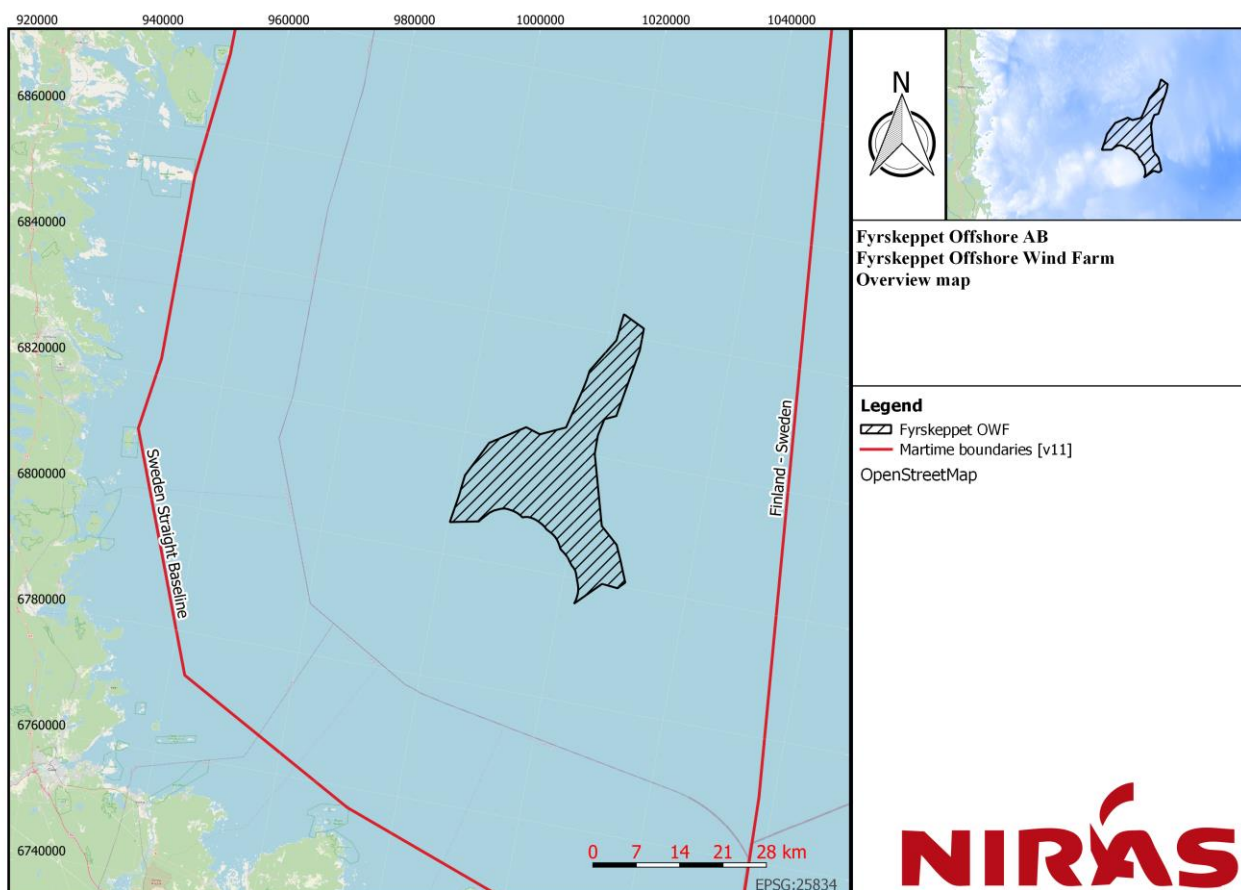
Lista över förkortningar

| Utskrivet namn (original) | Förkortning | Symbol |
|--|-----------------|-------------------|
| Ljudexponeringsnivå (Sound Exposure Level) | SEL | $L_{E,p}$ |
| Kumulativ ljudexponeringsnivå (Cumulative Sound Exposure Level) | $SEL_{cum,24h}$ | $L_{E,p,cum,24h}$ |
| Ljudexponeringsnivå – enkel impuls (Sound Exposure Level - single impulse) | SEL_{SS} | L_{E100} |
| Ljudtrycksnivå (Sound Pressure Level) | SPL | $L_{p,rms}$ |
| Källnivå vid 1 meter (Source Level at 1 m) | SL | L_S |
| Ljudexponeringskällnivå vid 1 meter (Sound exposure source level at 1 m) | ESL | $L_{S,E}$ |
| Permanent hörselnedsättning (Permanent Threshold Shift) | PTS | |
| Tillfällig hörselnedsättning (Temporary Threshold Shift) | TTS | |
| National Oceanographic and Atmospheric Administration | NOAA | |
| Havsbaserad vindkraftpark (Offshore Wind farm) | OWF | |
| Ljudreduceringssystem (Noise Abatement System) | NAS | |
| Låg frekvens (Low frequency) | LF | |
| Hög frekvens (High frequency) | HF | |
| Mycket Hög frekvens (Very High frequency) | VHF | |
| Öronlösa sälar (Phocid Pinniped) | PCW | |
| Stor bubbelgardin (Big Bubble Curtain) | BBC | |
| Stor dubbel bubbelgardin (Double Big Bubble Curtain) | DBBC | |
| Hydro Sound Damper | HSD | |
| IHC Noise Mitigation Screen | IHC-NMS | |
| Side Scan Sonar | SSS | |
| Sub Bottom Profiler | SBP | |
| Multi Beam Echo Sounder | MBES | |
| World Ocean Atlas 2023 | WOA23 | |
| Normal modes | NM | |
| Parabolisk ekvation (Parabolic Equation) | PE | |
| Avstånd till tröskelvärde (Distance-To-Threshold) | DTT | |
| Spridningsförlust (Propagation loss) | PL | N_{PL} |
| Spridningsförlust av ljudexponering (Sound Exposure Propagation loss) | EPL | $N_{PL,E}$ |
| National Marine Fisheries Service | NMFS | |

1. Introduktion

Denna rapport redovisar modelleringen över spridning av undervattensljud tillsammans med bedömningar av miljöpåverkan för installation och drift av vindkraftsfundament vid Fyrskippet Offshore, tillsammans med områdesspecifika geotekniska och geofysiska undersökningar.

Vindkraftpark Fyrskippet ligger i den svenska delen av Bottniska viken, cirka 75 km nordost om Gävle och 54 km öster om närmaste kust. Projektområdet är cirka 488 km². I Figur 1.1 redovisas vindkraftparken tillsammans med havsgränsen "Finland-Sverige".



Figur 1.1. Översikt av vindkraftpark Fyrskippet (svart) och omgivande område.

Projektet innefattar installation av 187 vindkraftverk inom projektområdet. Fundamentstypen för verken är ännu inte bestämd, däremot finns ett antal möjliga alternativ. Monopile-fundament upp till 15 meter i diameter, 3- eller 4-benade fackverksfundament med upp till 3 pin piles per ben, vardera upp till 5,5 meter i diameter. Ljudspridningsmodellering görs endast för worst case-scenariot avseende utbredningen av undervattensljud. De olika fundamentstyperna utvärderas i avsnitt 6.1, där worst case-scenariot identifieras.

Rapporten dokumenterar påverkansräckvidder för alla relevanta tröskelvärden för påverkan på öronlösa sälar och fisk.

2. Syfte

Syftet med denna rapport är att bistå med en modellering över utsläpp av undervattensljud från anläggning och drift av vindkraftpark Fyrskippet, samt från områdesspecifika geofysiska och geotekniska undersökningsaktiviteter, för att ge information till påverkansbedömningar för marina däggdjur och fisk.

3. Definitioner för undervattensljud

I följande del introduceras läsaren till akustiska parametrar som används genom hela rapporten för att kvantifiera ljudnivåer.

3.1 Källnivå

Två representationer för den akustiska outputen av påning används i denna rapport, nämligen källnivå (Source level, SL), L_s , och källnivå för ljudexponering (sound exposure source level (ESL), $L_{s,E}$).

Här definieras SL för en kontinuerlig källa som medelvärdet av ljudtrycket i kvadrat vid ett avstånd av 1 meter från källan, med ett referensvärde på $1 \mu\text{Pa} \cdot \text{m}$.

ESL används för att beskriva en kortvarig ljudkälla och definieras som tidsintegrerad ljudtrycksnivå i kvadrat på ett avstånd av 1 meter från källan med ett referensvärde av $1 \mu\text{Pa}^2 \text{m}^2 \text{s}$.

3.2 Ljudtrycksnivå

I undervattensljudmodelleringar används ljudtrycksnivå (Sound Pressure Level; SPL), L_p , vanligtvis för att kvantifiera ljudnivån vid en specifik position, och det används i påverkansbedömningar för att bedöma beteenderesponsen av marina däggdjur som ett resultat av ljudemitterande aktiviteter. Definitionen av SPL visas i Ekvation 1 (Erbe 2011):

$$L_p = 20 * \log_{10} \left(\sqrt{\left(\frac{1}{T}\right) \int_0^T p(t)^2} \right) \text{ [dB re. } 1\mu\text{Pa]} \quad \text{Ekvation 1}$$

Där p är det akustiska trycket av ljudsignalen under given tidsperiod, och T är den totala tiden. L_p är den genomsnittliga oviktade SPL över en uppmätt tidsperiod.

För att utvärdera beteenderesponsen av marina däggdjur måste ett tidsfönster specificeras. Ofta används ett fixt tidsfönster på 125 ms till följd av integrationstiden för däggdjurens öron (Tougaard & Beedholm 2018). Måtten är sedan refererade som $L_{p,125\text{ms}}$ och definitionen redovisas i Ekvation 2 (Tougaard 2021).

$$L_{p,125\text{ms}} = L_{E,p} - 10 * \log_{10}(0.125) = L_{E,p} + 9 \text{ dB [dB re. } 1\mu\text{Pa]} \quad \text{Ekvation 2}$$

Där $L_{E,p}$ är ljudexponeringsnivån, som förklaras i nästa avsnitt.

3.3 Ljudexponeringsnivå

Ljudexponeringsnivån (Sound exposure level; SEL) beskriver den totala energin av en ljudhändelse (Jacobsen & Juhl 2013). En ljudhändelse kan till exempel vara installation av ett monopile-fundament genom påning med slaghammare, från start till slut, eller så kan det vara en enkel ljudhändelse som en explosion. SEL normaliseras till 1 sekund och är definierat i (Martin et al. 2019) genom Ekvation 3.

$$L_{E,p} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T_0 p_0^2} \int_0^T p^2(t) \right) \text{ [dB re. } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s]} \quad \text{Ekvation 3}$$

Där T_0 är 1 sekund, 0 är starttiden och T är sluttiden av ljudhändelsen, p är trycket, och p_0 är referensljudtrycket som är $1 \mu\text{Pa}$.

Relationen mellan SPL i Ekvation 1 och SEL i Ekvation 3 redovisas i Ekvation 4 (Erbe 2011).

$$L_{E,p} = L_p + 10 * \log_{10}(T) \quad \text{Ekvation 4}$$

När SEL används för att beskriva summan av ljudet från mer än en enstaka händelse/puls används termen Kumulativ SEL ($SEL_{cum,t}$), $L_{E,cum,t}$ medan SEL för en enstaka händelse/puls är singelslag SEL (SEL_{SS}), L_{E100} . SEL_{SS} är beräknat baserat på 100 % pulsenergi över pulstiden.

Marina däggdjur och fisk kan utsättas för hörselnedsättning, antingen tillfällig eller permanent som ett resultat av exponering för höga ljudnivåer. Graden av skada beror både på intensiteten och varaktigheten av ljudexponering, och SEL är därför ett vanligt använt mått för att utvärdera risk för hörselnedsättning till följd av ljudalstrande aktiviteter.

3.4 Kumulativ ljudexponeringsnivå

I bedömningen av tillfällig hörselnedsättning (TTS), permanent hörselnedsättning (PTS) och skada orsakad av undervattensljud på marina däggdjur och fisk, används kumulativ SEL ($L_{E,cum,t}$) för att beskriva den totala ljudmängden som marina däggdjur och fisk mottar som ett resultat av en ljudalstrande undervattensaktivitet.

3.5 Stationär källa (pålning)

För en stationär källa, så som installation av fundament, måste installationsperioden och simhastigheten för receptorn inkluderas. En metod för att implementera sådana förhållanden in beräkningen av kumulativ SEL har föreslagits av (Energistyrelsen 2022), de danska riktlinjerna för pålningsaktivitet, som redovisas i Ekvation 5. Här är varaktigheten bestämd till 24 timmar (24h) för att representera en daglig kumulativ SEL, $L_{E,cum,24h}$. Om flera fundament installeras inom samma 24-timmars fönster måste alla inkluderas i beräkningen.

$$L_{E,cum,24h} = 10 * \log_{10} \left(\sum_{i=1}^N \frac{S_i}{100\%} * 10^{\left(\frac{L_{S,E} - X * \log_{10}(r_0 + v_f * t_i) - A * (r_0 + v_f * t_i)}{10} \right)} \right) \quad \text{Ekvation 5}$$

Där:

- S_i är procentsatsen av full slagenergi av i:e slaget
- N är det totala antalet slag för pålning
- $L_{S,E}$ är ljudexponeringskällnivån på 1 meters avstånd vid 100 % slagenergi.
- X och A beskriver spridningsförlusten (EPL) för det specifika projektområdet
- r_0 är avståndet till marina däggdjur från källan vid igångsättning av pålning
- v_f är simhastigheten av det marina däggdjuret direkt ifrån källan
- t_i är tidsskillnaden mellan igångsättning av pålning och det i:e slaget.

Parametrarna som relaterar till källnivå, slagenergi, antal slag och tidsintervall mellan varje slag borde vara baserade på realistiska worst case-antaganden och kan uppnås genom en platspecifik körbarhetsanalys. Relationen mellan slagenergi och antal pålningsslag benämns slagkurvan.

Ljudspridningsparametrarna (X och A) måste bestämmas genom en avancerad ljudspridningsmodell, där alla relevanta platsspecifika miljöparametrar beaktas.

Beräkningsmodellen som presenteras i Ekvation 5 används genom hela rapporten för beräkningar av kumulativ SEL. Vidare antas det danska angreppssättet av att inkludera alla installationer som sker inom en 24-timmars period och $L_{E,cum,24h}$ används därför för resten av denna rapport.

3.6 Rörliga källor (undersökningsfartyg)

För rörliga källor i kombination med rörliga mottagare, föreslås $L_{E,cum,t}$ att beräknas genom att använda angreppssättet som presenteras i (Tougaard 2016). Här används fartygskällans hastighet och dess riktning relativt till en rörlig mottagare för att beräkna $L_{E,cum,t}$ för en given mottagare. I Ekvation 6 är avståndet mellan källan och mottagaren vid den i:e pulsen, r_i , av en specifik del av undersökningsutrustningen, givet en startposition av det marina däggdjuret relativt till den definierade källan av avstånd på axeln, l_0 , motsvarande till transektlinjen och avstånd från axeln, d_0 , motsvarande det vinkelräta avstånd från transektlinjen. Här är Δt_i tid i sekunder mellan den första pulsen och den i:e, medan v_{ship} and $v_{receiver}$ är fartygets och mottagarens respektive rörelsehastighet, i m/s.

$$r_i = \sqrt{(l_0 - ((i - 1) \cdot \Delta t_i) \cdot v_{ship})^2 + (d_0 + ((i - 1) \cdot \Delta t_i) \cdot v_{receiver})^2} \quad \text{Ekvation 6}$$

Genom att summera pulserna från hela undersökningen, inom ett 24-timmars fönster, givet spridningsförlusten för undersökningsområdet, ger Ekvation 7 resultatet av $L_{E,cum,24h}$.

$$L_{E,cum,24h} = 10 * \log_{10} \left(\sum_{i=1}^N 10^{\left(\frac{L_{S,E} - X * \log_{10}(r_i) - A * (r_i)}{10} \right)} \right) \quad \text{Ekvation 7}$$

Där N är det totala antalet pulser för denna typ av undersökningsutrustning, $L_{S,E}$ är källan på ett avstånd på 1 meter, X och A beskriver spridningsförlusten för ljudexponering (EPL), $N_{P,L,E}$, för det specifika projektområdet. I originalekvationen av (Tougaard 2016) antas det att marina däggdjur rör sig i en rak linje med en konstant hastighet direkt vinkelrätt mot transektlinjen (fartygskällans riktning). I NIRAS anpassning av (Tougaard 2016) modell antas det att marina däggdjur rör sig i en rak linje direkt bort från källan. För undersökningar som använder flera typer av utrustningar normaliseras först bidraget från varje källa till 1 sekund SEL baserat på pulsfrekvens, och adderas sedan.

Parametrarna i Ekvation 6 och Ekvation 7 relaterade till källnivå, skjutfrekvens, rörelsehastighet och källriktning måste vara baserade på realistiska antaganden och kan uppnås genom platsspecifika undersökningsuppsättningar. EPL-parametrarna (X och A) måste bestämmas genom en avancerad ljudspridningsmodell, där alla relevanta platsspecifika miljöparametrar beaktas.

4. Påverkanskriterier för undervattensljud

Vägledning eller tröskelvärden för reglering av undervattensljud under konstruktion av havsbaserade vindkraftverk (pålningsarbete), och geotekniska undersökningar, har utvecklats av flera olika länder och internationella organisationer. Det finns olika tillvägagångssätt i de olika länderna när det gäller att bedöma påverkan från pålningsarbete på marina däggdjur och fisk. Projektområdet ligger i Sveriges ekonomiska zon (SEZ), och Sverige har inte etablerade riktlinjer för undervattensljud från pålningsarbete med slaghammare. För

resonemanget bakom de modellerade tröskelvärdena hänvisas läsaren till de respektive påverkansbedömningarna för fisk och marina däggdjur.

4.1 Tillämpat tröskelvärde för fisk

Tröskelvärden för när fisk börjar utsättas för hörselskador beror på deras hörselkapacitet och börjar omkring 168 dB $L_{E,cum,24h}$ för fiskar som är minst toleranta för ljud (Tabell 4.1). Konservativt är ljudnivåer där irreversibel hörselnedsättning och permanenta skador som leder till död satta till 204 dB för all fisk, och till 207 dB $L_{E,cum,24h}$ för fisklarver och ägg.

Bedömningar av ljudpåverkan på fisk, larver och ägg är alla baserade på frekvensoviktade tröskelvärden som använder måtten $L_{E,cum,24h}$, och presenteras i Tabell 4.1. Tröskelvärdet har antagits från (Andersson et al 2016) och (Popper et al 2014).

Tabell 4.1. Ovikade tröskelkriterier för fisk (Andersson et al 2016), (Popper et al 2014).

| Art | Simhastighet [m/s] | Artspecifika ovikade tröskelvärden (Impulsiva) | |
|----------------|-----------------------|--|------------|
| | | $L_{E,cum,24h}$ | |
| | | TTS [dB] | Skada [dB] |
| Juvenil Torsk | 0.38 | 186 | 204 |
| Vuxen Torsk | 0.9 | 186 | 204 |
| Strömning | 1.04 | 186 | 204 |
| Larver och ägg | - | - | 207 |

4.2 Tillämpat tröskelvärde för marina däggdjur

Enligt den senaste vetenskapliga litteraturen rekommenderas att $L_{E,cum,24h}$ och frekvensviktning används för att bedöma TTS och PTS. Tröskelvärden för TTS och PTS är främst baserade på en omfattande studie från National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA) i USA (NOAA, 2018), där artspezifisk frekvensviktning föreslås. Denna viktning tar hänsyn till varje arts hörselkänslighet vid bedömning av påverkan av en given ljudkälla.

I (NOAA 2018) är de marina däggdjursarterna uppdelade i fyra hörselgrupper, reviderad i formulering i (Southall et al 2019), avseende deras frekvensspecifika hörselkänslighet: 1) Låg frekvens (LF) valar, 2) Hög-frekvens (HF) valar, 3) Mycket hög-frekvens (VHF) valar, 4) och öronlösa sälar (PCW) i vatten. För detta projekt är endast de sistnämnda relevanta. Mer detaljer om hörselgrupperna och deras frekvenskänsligheter finns i avsnitt 4.4. Det hörselgruppsviktade tröskelkriteriet kan ses i Tabell 4.2.

Tabell 4.2. Artspecifikt viktat tröskelkriterium för öronlösa sälar. Dessa är en reviderad version av Tabell AE-1 i (NOAA 2018) för att understryka de viktiga arterna i projektområdet, inklusive beteenderespons. "xx" indikerar viktningsfunktionen.

| Art | Artspecifika viktade tröskelvärden (icke-impulsiva) | | Artspecifika viktade tröskelvärden (Impulsiva) | |
|-----------|---|----------|--|----------|
| | $L_{E,cum,24h,xx}$ | | $L_{E,cum,24h,xx}$ | |
| | TTS [dB] | PTS [dB] | TTS [dB] | PTS [dB] |
| Säl (PCW) | 181 | 201 | 170 | 185 |

Tröskelvärden som anges som "icke-impulsiva" gäller för kontinuerligt ljud (till exempel fartygsljud, borring), och även om impulsivt ljud förväntas övergå till kontinuerligt ljud med avstånd från källan, förväntas denna övergång inte inträffa inom de avstånd där PTS och/eller TTS potentiellt kan uppstå som en följd av dessa aktiviteter. För impulsiva källor som pålningsarbete, sprängämnen och airguns gäller strängare tröskelvärden, som anges i Tabell 4.2. Tröskelvärden för kontinuerligt ljud är mer skonsamma, än de för impulsivt ljud, och användningen av kriterierna för impulsivt ljud medför därmed konservativa avstånd till tröskelvärdena. För de källor vars källkaraktär är impulsiv av naturen, beaktas endast de impulsiva kriterierna. För källor som är kontinuerliga av naturen, används endast de icke-impulsiva kriterierna. För källor vars karaktär kan diskuteras beaktas båda kriterierna.

4.3 Avstånd till tröskelvärde

Påverkanskriteriet, som presenteras i avsnitt 4.1 och 4.2 hänger på att bestämma avstånd till tröskelvärde (DTT), $r_{<threshold>}$, som är de avstånd på vilka de olika tröskelvärdena sannolikt kommer att uppkomma.

DTT för PTS (DTT_{PTS}) symboliseras som r_{PTS} och TTS (DTT_{TTS}) symboliseras som r_{TTS} . Båda beskriver minimiavståndet från källan som ett marint däggdjur eller en fisk måste avskräckas ifrån, innan igångsättning av de ljudalstrande aktiviteterna för att förhindra påverkan på respektive djurgrupp. Det representerar därför inte en specifik mätbar ljudnivå, utan snarare ett startavstånd.

Det bör noteras att för slagpålning kommer en signifikant del av installationstiden inte att använda maximal slagenergi, däremot en stadig ökning av energi från mjuk uppstart (10–15 % av slagenergi) genom "ramp up" (15 %–99 %) till full kraft (100 %). Beroende på bottenförhållanden kommer kraven på slagenergi genom faserna ramp up till full kraft att variera mellan olika områden och även mellan individuella pålningsplatser inom ett specifikt område.

4.4 Frekvensvägningsfunktioner

Som har beskrivits i tidigare avsnitt inkluderar påverkansbedömningen för undervattensljud frekvensviktade tröskelvärden. I detta avsnitt ges en översiktlig teknisk förklaring av metod för frekvensviktning.

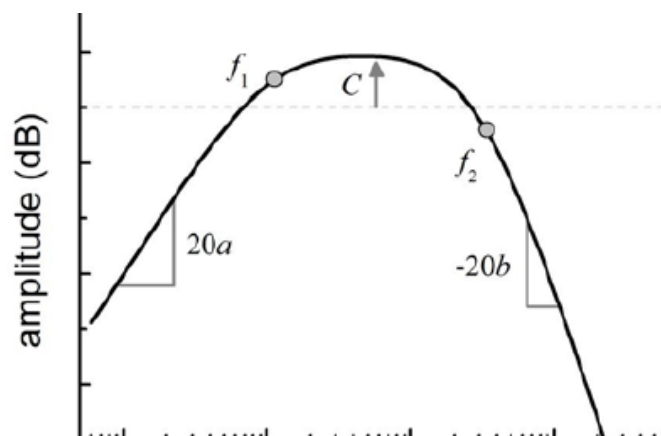
Människor är som mest känsliga för frekvenser inom räckvidden 2 kHz – 5 kHz och för frekvenser utanför minskar känsligheten. Denna känslighet för specifika frekvenser korrelerar till en viktningfunktion, som kallas A-viktning för det mänskliga hörselsystemet. För marina däggdjur appliceras samma principer genom viktningfunktion, $W(f)$, definierad genom Ekvation 8.

$$W(f) = C + 10 * \log_{10} \left(\frac{\left(\frac{f}{f_1}\right)^{2*a}}{\left[1 + \left(\frac{f}{f_1}\right)^{2^a}\right] * \left[1 + \left(\frac{f}{f_2}\right)^{2^b}\right]} \right) \text{ [dB]} \quad \text{Ekvation 8}$$

Där:

- **a** beskriver hur mycket viktningfunktionens amplitud minskar för lägre frekvenser.
- **b** beskriver hur mycket viktningfunktionens amplitud minskar för högre frekvenser.
- **f₁** är frekvensen där viktningfunktionens amplitud börjar att minska vid lägre frekvenser [kHz]
- **f₂** är frekvensen där viktningfunktionens amplitud börjar att minska vid högre frekvenser [kHz]
- **C** är funktionens ökning [dB].

Se Figur 4.1 för en illustration av parametrarna.



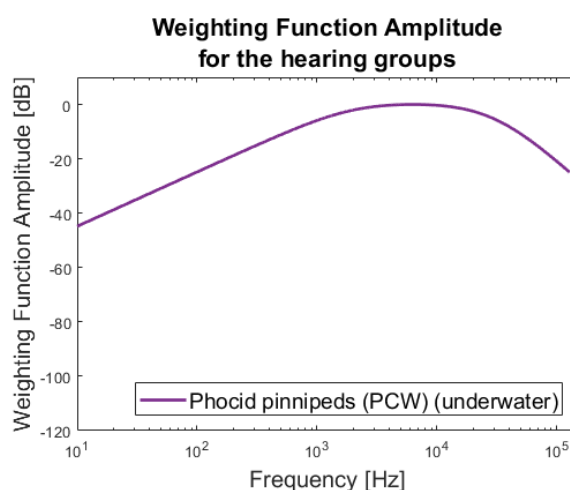
Figur 4.1. Illustration av de 5 parametrarna i viktningfunktionen (NOAA 2018).

Parametrarna i Ekvation 8 är definierade för de relevanta hörselgrupperna och värdena presenteras i Tabell 4.3.

Tabell 4.3. Parametrarna för viktningfunktionen för de relevanta hörselgrupperna (NOAA 2018).

| Hörselgrupp | a | b | f_1 [kHz] | f_2 [kHz] | C [dB] |
|-------------------------------------|-----|---|-------------|-------------|--------|
| Öronlösa sälar (PCW) (under vatten) | 1.0 | 2 | 1.9 | 30 | 0.75 |

Genom att sätta in värdena från Tabell 4.3 in i Ekvation 8, erhålls följande spektrum för hörselgruppen öronlösa sälar (gråsäl och vikare).



Figur 4.2. Viktningsfunktioner för olika hörselgrupper.

5. Modellering av spridning av undervattensljud

Beräkning av spridning av undervattensljud för denna modellering har utförts genom numerisk modellering, där matematiska spridningsmodeller som använder inputs från miljö- och källmodeller, förutser spridningen av

undervattensljud i omgivningen. Tillvägagångssättet används för både ljudmodelleringen avseende installation av fundament samt för de geotekniska undersökningarna.

Sådana modeller inkluderar så detaljerad information som möjligt som finns tillgänglig för de aktuella miljöparametrarna, främst batymetrin, bottensubstrat tillsammans med salthalt, temperatur och ljudhastighetsprofiler. Begrepp avseende spridning av undervattensljud samt projektspecifika miljöparametrar som implementerats diskuteras i följande avsnitt.

5.1 Grunder gällande spridning av undervattensljud

Detta avsnitt är baserat på (Jensen et al 2011) kapitel 1 och kapitel 3 samt (Porter 2011) och syftar till att ge en övergripande introduktion till ljudets spridning i saltvatten. Den intresserade läsaren hänvisas till (Jensen et al 2011) kapitel 1 för en mer detaljerad och genomgående förklaring av teorin avseende spridning av undervattensljud.

Ljudnivåer minskar generellt med ökat avstånd från källan, vilket är känt som spridningsförlust (Propagation loss, PL), N_{PL} . PL påverkas av ett antal parametrar, vilket gör det till en komplex process.

Ljudhastigheten i havet, och därmed ljudspridningen, är en funktion av både tryck, salthalt och temperatur, vilka alla beror på djupet och klimatet ovan havet och är därför väldigt platsberoende. Teorin bakom ljudspridning är inte huvudämnet för denna rapport, dock är det värt att nämna en aspekt av ljudhastighetsprofilens betydelse, som angivits av Snells lag, Ekvation 9.

$$\frac{\cos(\theta)}{c} = \text{constant} \quad \text{Ekvation 9}$$

Där:

- θ är strålvinkel [°]
- c är ljudhastigheten [m/s]

Denna relation indikerar att ljudvågor böjer sig mot delar av avttent med lägre ljudhastighet (Jensen et al 2011). Konsekvenserna för ljud i vatten är att det ljud som träder in i ett lager i vattenkolumnen med låg hastighet kan fastna där. Detta resulterar i att ljudet kan färdas långt med ett mycket låg PL.

När ett lager med låg hastighet uppkommer nära havsytan, med ljudhastigheter som ökar med djupet, beskrivs det som en uppåtriktad refraktion (upward refraction). Detta gör att ljudvågorna reflekteras av havsytan mer än havsbotten. Eftersom havsytan ofta modelleras som ett lugnt vattenscenario (utan vågor) leder detta till ett minskat PL, och därmed en minimal förlust av spridningsenergi. Denna situation är alltid den sämsta möjliga när det gäller PL. För vissa ljudspridningsmodeller kan detta leda till en överskattning av ljudspridningen, om ytjämnhet inte inkluderas.

När ett lager med hög ljudhastighet uppkommer nära havsytan, där ljudhastigheten minskar med djupet, kallas det för nedåtriktad refraktion (downward refraction). Detta gör att ljudvågorna vinklas brantare mot havsbotten snarare än mot havsytan, och det blir därför havsbottens natur som bestämmer PL. Beroende på havsbottens sammansättning kommer en del av ljudenergin att absorberas av havsbotten och en del kommer att reflekteras. En havsbotten som består av ett relativt tjockt lager av mjuk lera kommer att absorbera mer av ljudenergin jämfört med en havsbotten som består av hård berggrund, vilket ger en relativt hög reflektion av ljudenergin.

I generella scenarion kommer scenariot med uppåtriktad refraktion att orsaka den lägsta PL och därmed de högsta ljudnivåerna över längre avstånd. I vatten med starka strömmar är förhållandet mellan temperatur och salthalt relativt konstant, eftersom vattnet är väl omblandat under hela året.

I Östersjön, ett område som liknar en estuarie med smält färskvatten ovanpå och salt havsvatten längst ner, är vattnet generellt inte välblandat och stora skillnader i förhållandet mellan temperatur och salthalt över djupet kan observeras. Dessutom beror detta förhållande starkt på årstiden, där vintermånaderna oftast kännetecknas av uppåtriktad refraktion eller iso-hastighetsprofiler för ljudhastighet. Å andra sidan har sommarmånaderna vanligtvis ljudhastighetsprofiler med nedåtriktad refraktion. Mellan de två årstiderna ändras ljudhastighetsprofilen gradvis mellan uppåt- och nedåtriktad refraktion.

Ett annat exempel är Bottniska viken, där istäcken förekommer under vinter och vår. Efter islossningen, i april/maj, sker en gradvis förändring i ljudhastighetsprofilen från nära-iso-hastighet och/eller uppåtriktad refraktion på vintern till nedåtriktad refraktion. Detta observeras baserat på temperatur- och salthaltsmätningar under hela året. Mätningarna kommer från NOAAs World Ocean Atlas-databas (WOA23), som är fritt tillgänglig från National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Locarnini et al 2023) (Reagan et al 2023).

Havsytans och havsbottens fysiska egenskaper påverkar ljudspridningen ytterligare genom att reflektera, absorbera och sprida ljudvågor. Jämnhet eller grovhet, densitet och ljudhastighet är bland de yt-/bottenegenskaperna som definierar hur ljudspridningen påverkas av dessa barriärer.

Havsytans tillstånd påverkas främst av klimatet ovan vattnet. Ju större vågor, desto ojämnare blir havsytan, vilket i sin tur leder till större PL när ljudvågor träffar havsytan. I lugna hav agerar havsytan som ett mycket reflekterande gränssnitt med mycket låg ljudabsorption, vilket gör att ljudet kan färdas relativt långt. I stormiga hav kommer ljudenergin i högre grad att reflekteras bakåt mot källplatsen, vilket resulterar i en ökad PL. Som tidigare nämnts är detta inte alltid möjligt att inkludera i ljudspridningsmodeller, och PL kan därför underskattas, vilket leder till högre ljudspridning än vad som faktiskt skulle inträffa.

En annan parameter som särskilt påverkar högfrekvent PL över avstånd är volymabsorptionen, definierad som en absorptionskoefficient som är beroende av de kemiska förhållandena i vattenpelaren. Denna parameter har approximerats med Ekvation 10 (Jensen, et al., 2011):

$$\alpha' \cong 3.3 \times 10^{-3} + \frac{0.11f^2}{1 + f^2} + \frac{44f^2}{4100 + f^2} + 3.0 \times 10^{-4}f^2 \quad \left[\frac{\text{dB}}{\text{km}} \right] \quad \text{Ekvation 10}$$

Där f är vågfrekvensen i kHz. Detta innebär att ökad frekvens leder till ökad absorption.

5.2 Numeriska modeller av ljudspridning

Det finns olika algoritmer för att modellera ljudspridning i havet, och de bygger alla på olika koncept för interaktion med havsbotten och ljudspridning. De vanligaste ljudspridningsmodellerna som används för modellering över långa avstånd är ray tracing, Normal modes (NM) och Parabolisk ekvation (PE).

Ray tracing har en god noggrannhet med frekvenser över 200 Hz, men behöver en högre minimumfrekvensen i väldigt grunda vatten då strålarna behöver utrymme att sprida sig ordentligt. Olika tekniker kan appliceras för ray tracing för att förbättra och motarbeta vissa av dess egna brister (Jensen et al 2011). Ytterligare är ray tracing den enda algoritm som stödjer riktningsskällor, vilket är skällor som inte spider ljud jämt i alla riktningar.

Normal Modes-algoritmen gör det möjligt att beräkna ljudfältet vid vilken position som helst mellan källan och mottagaren. Eftersom moderna växer linjärt med frekvens används algoritmen vanligtvis för låga frekvenser, eftersom det är att hitta alla lägen som bidrar till ljudfältet vid höga frekvenser (Wang et al 2014).

Till sist är metoden parabolisk ekvation, som ofta används för låga frekvenser till följd av ökade beräkningskrav vid frekvens i kvadrat. Denna metod används generellt inte för frekvenser över 1 kHz, men metoden är dock mer accepterande vid osammanhängande ljudhastighetsprofiler (Wang et al 2014).

I Tabell 5.1 visas en översikt över tillämpningsområden för de olika ljudspridningsmodellerna.

Tabell 5.1. En översikt som indikerar när olika ljudspridningsmodeller är mest optimala (Wang et al 2014).

| Grunda vatten - låg frekvens | Grunda vatten - hög frekvens | Djupa vatten - låg frekvens | Djupa vatten - hög frekvens |
|---|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Ray theory | Ray theory | Ray theory | Ray theory |
| Normal mode | Normal mode | Normal mode | Normal mode |
| Parabolisk ekvation | Parabolisk ekvation | Parabolisk ekvation | Parabolisk ekvation |
| Grön – lämplig; Gul – lämplig med begränsningar; Röd – ej lämplig eller applicerbar | | | |

I de flesta realistiska ljudspridningsscenarier är en kombination av två algoritmer oftast att föredra för att täcka hela frekvensspannet av intresse, så som NM för de låga frekvenserna och ray tracing för de höga frekvenserna. I detta avseende, splittringen mellan de två är typiskt definierad som $f = \frac{8 \cdot c}{d}$ [Hz], där c är ljudhastighet i [m/s] och d är det genomsnittliga djupet i [meter]. Detta antar dock att skillnaden i djup inte är flera storleksordningar. Om djupet varierar från väldigt grunt till väldigt djupt, är det troligt att ingen optimal frekvenssplittring existerar. I sådana fall kan det vara nödvändigt att välja mellan beräkningsomfång och beräkningsnoggrannhet.

I ljudspridningsmodeller som använder ljudreducerande åtgärder inträffar ljudnivåerna av intresse vanligtvis upp till några tiotal kilometer från källan, och i de flesta fall kommer det relevanta djupet att antingen vara grund eller djup, men sällan båda. För ljudspridningsmodellering utan reducerande källnivåer, där det är önskvärt att förutse förlusten av ljudspridning över tiotal till hundratals kilometer, är det dock mycket troligt att variationen i djup bli problematisk.

5.3 Modell-mjukvara för spridning av undervattensljud

För undervattensljudmodellering använder NIRAS mjukvaran: dBSea version 2.3.4, utvecklad av Mashall Day Acoustics. Mjukvaran använder 3D batymetri, sediment och ljudhastighetsmodeller som input data för att bygga en akustisk 3D-modell av omgivningen och tillåter användning av antingen individuella ljudspridningsalgoritmer eller en kombination av flera algoritmer, beroende på scenario och behov.

dBSea:s ljudspridningsresultat efterbehandlas sedan av NIRAS mjukvarupaket NiFlee, där avstånd till relevanta tröskelvärden beräknas. För detta projekt, listas de inställningar i dBSea-mjukvaran som användes i Tabell 5.2.

Tabell 5.2. dBSea inställningar.

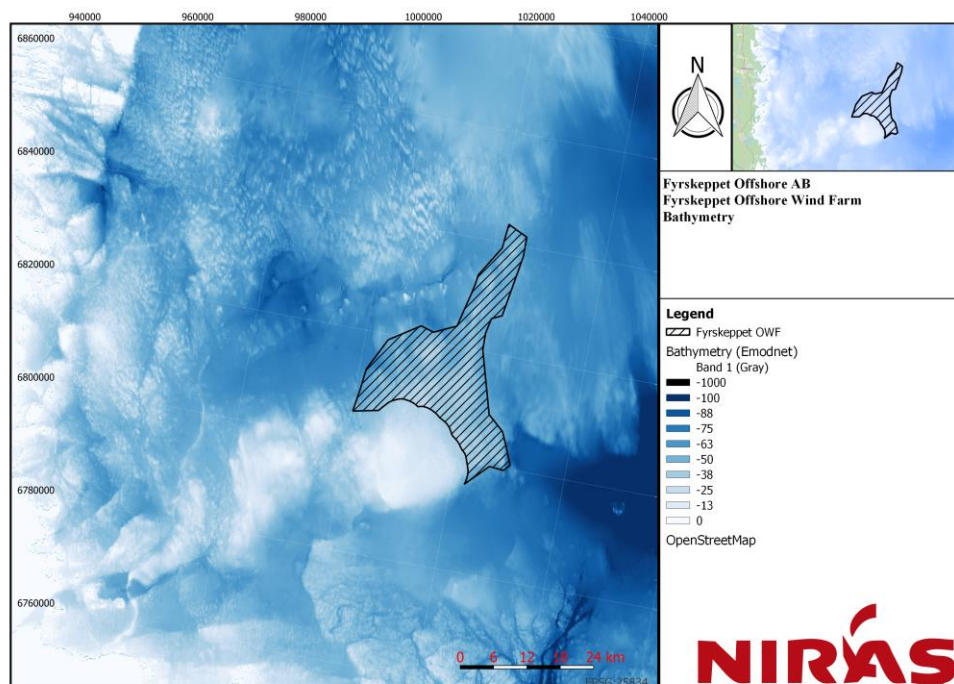
| Tekniska specifikationer | | |
|---|--------------------|-------------------|
| Oktavband | | 1/3 |
| Beräkningsomfång (radie) | | 20 km |
| Grid upplösning (Range step, djup) | | 50 m x 0,5 m |
| Antal transekter | | 36 (10°) |
| Inställningar ljudspridningsmodell (Pålning) | | |
| Modell | Start frekvensband | Slut frekvensband |
| dBSeaModes (Normal Modes) | 31 Hz | 250 Hz |
| dBSeaRay (Ray tracing) | 315 Hz | 32 kHz |
| Inställningar ljudspridningsmodell (Geotekniska undersökningar) | | |
| dBSeaRay (Ray tracing) | 31 Hz | 128 kHz |

5.4 Omgivningsmodell

Ljudspridningen beror främst på områdets batymetri, sediment och ljudhastighetsförhållanden. Projektspecifika parametrar som använts som input beskrivs i större detaljgrad i följande avsnitt.

5.4.1 Batymetri

dBSea inkorporerar omgivningsspecifik batymetrisk modellering och stödjer import av raster- och vektorbatymetri. Figur 5.1 visar batymetrin för vindkraftparken och dess omgivning (EMODnet 2022), där batymetrin är hämtad med en 57 x 115 meters upplösning. I detta område varierar batymetrin från djup på 150 meter (mörkare färger) till djup på 0 meter (ljusare färger).

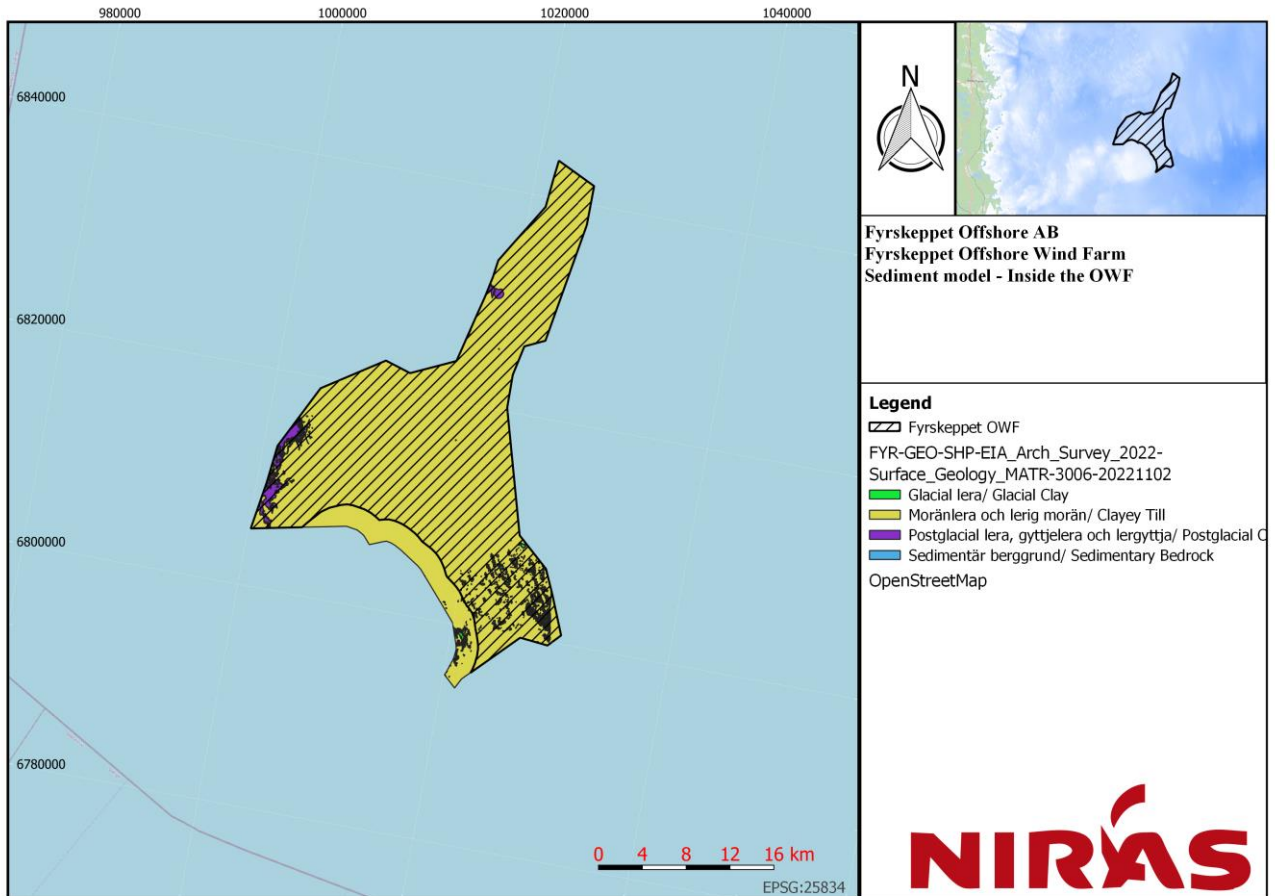


Figur 5.1. Batymetrikarta över projektområdet och dess omgivning.

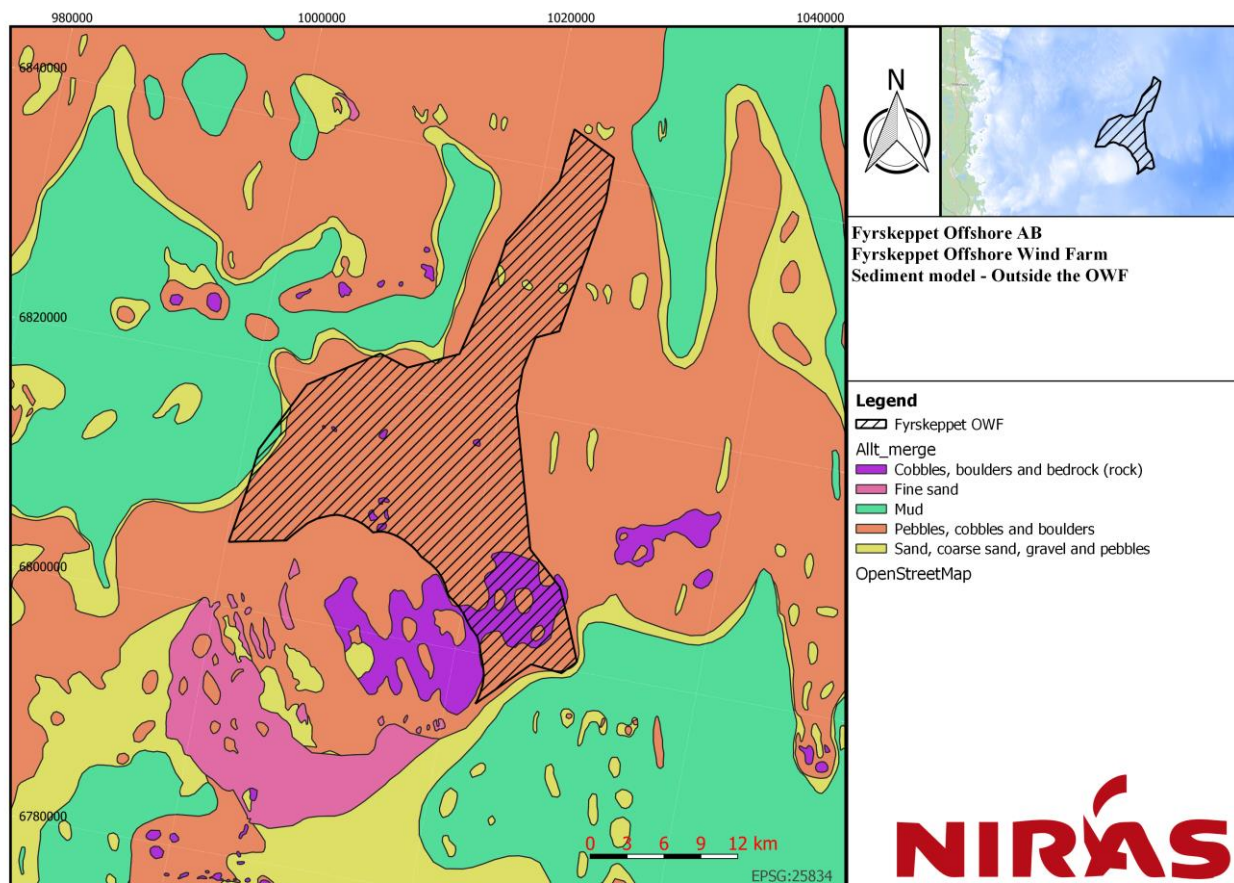
5.4.2 Sediment

I dBSea hanteras interaktionen mellan ljud och sediment genom att specificera tjockleken och akustiska egenskaper av varje bottenlager, där det översta lagret är det viktigaste. Tjockleken och akustiska egenskaper av lagerna, från bottensediment till berggrund, är vanligtvis inhämtade från litteratursökning i kombination med tillgänglig områdesspecifik undersökningsinformation.

Bottensubstratskartor tillhandahålls från kunden för att bygga sedimentmodellen. För detta projekt hittades inga geologiska profiler från undersökningstransektorer eller övrig litteratur nära projektområdet. Därför fanns ingen lokal information tillgänglig avseende tjockleken på lagret. För att beräkna worst case för ljudspridning bestämdes det att ha ett 1 meter tjockt lager som det översta lagret innan berggrunden nås. Detta anses vara en mycket konservativ profil för vindkraftparken, men syftar till att försäkra om att ljudspridningen inte underskattas. Det översta lagret (sedimentsubstrat) inom vindkraftparken inhämtades genom Figur 5.2, medan det översta lagret utanför vindkraftparken inhämtades genom data från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU), Figur 5.3, vilket också tillhandahålls från kunden.



Figur 5.2. Karta över bottensubstrat, använd för områden inom vindkraftparken, vilket tillhandahålls från kunden.



Figur 5.3. Karta över bottensubstrat, använd för områden utanför vindkraftparken, som tillhandahölls av kunden.

Från den tillgängliga källan gjordes en multipunkt (multipoint) sedimentmodell för det aktuella projektområdet och dess omgivning som återspeglar bottensubstratet. För varje punkt i modellen översattes sedimentskikten till geokustiska parametrar, med hjälp av information från (Jensen, et al., 2011) och (Hamilton, 1980).

Tabell 5.3. Geoakustiska egenskaper av sediment som används i omgivningsmodellen. Källor: (Jensen et al 2011), (Hamilton 1980). Notera att blandat sediment utgörs av en blandning av sand, lera och grus. Moränblock är likt en blandning av främst morän med block.

| Sediment | Ljudhastighet [m/s] | Densitet [kg/m ³] | Attenuation faktor [dB/λ] |
|--------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------------|
| Lera | 1500 | 1500 | 0.2 |
| Silt | 1575 | 1700 | 1.0 |
| Lera (lerig silt) | 1550 | 1500 | 1.0 |
| Sandig lera | 1600 | 1550 | 1.0 |
| Sand | 1650 | 1900 | 0.8 |
| Lerig sand | 1600 | 1850 | 0.8 |
| Grovt substrat | 1800 | 2000 | 0.6 |
| Grus | 1800 | 2000 | 0.6 |
| Blandat sediment | 1700 | 1900 | 0.7 |
| Morän | 1950 | 2100 | 0.4 |
| Moränblock | 2200 | 2200 | 0.3 |
| Sten och stenblock | 5000 | 2700 | 0.1 |
| Krita | 2400 | 2000 | 0.2 |

5.4.3 Ljudhastighetsprofil, salthalt och temperatur

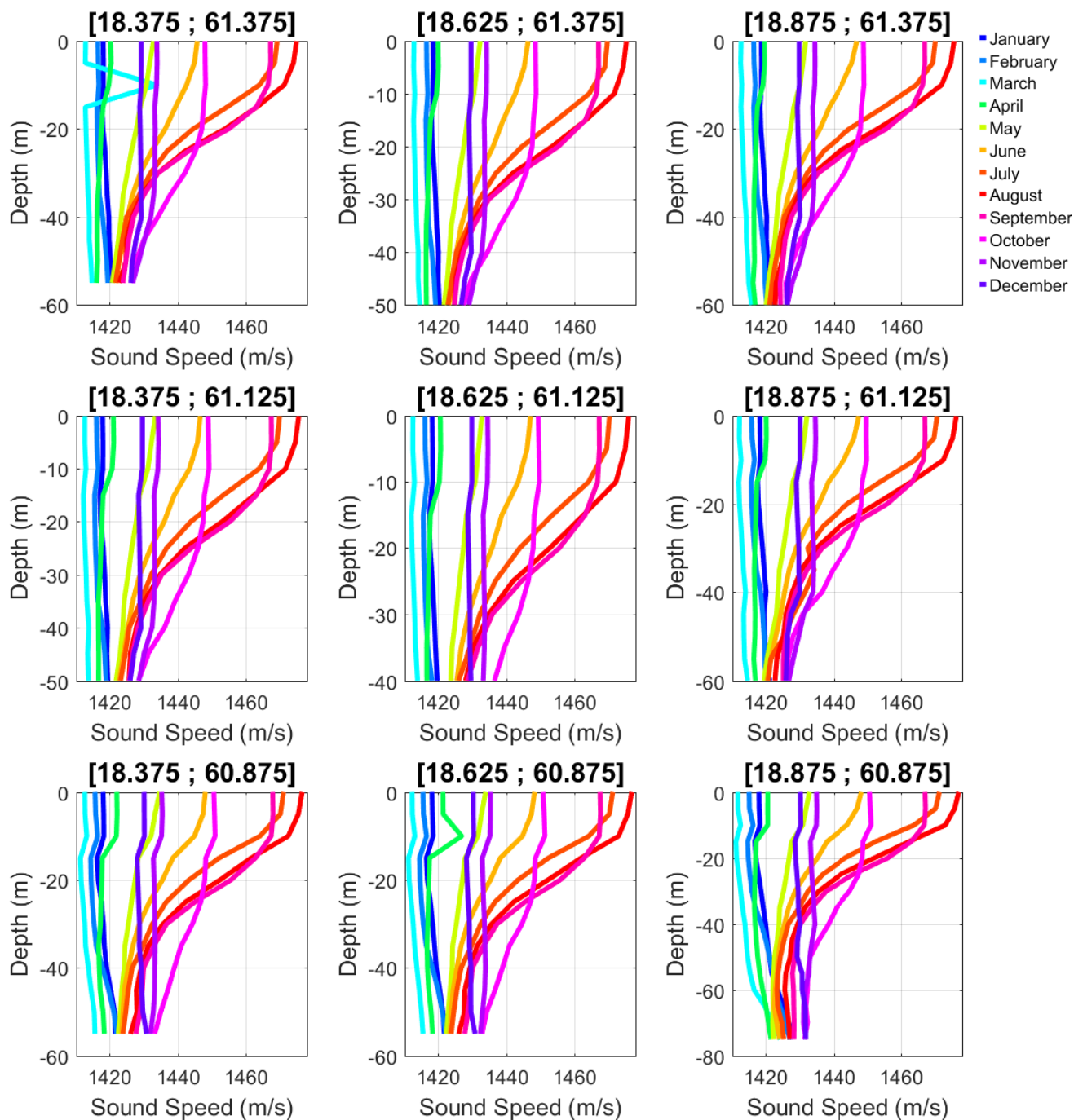
Ljudspridningen beror också på säsongen och den platsspecifika ljudhastighetsprofilen. För att skapa en korrekt ljudhastighetsprofil måste temperaturen och salthalten vara kända genom hela vattenpelaren för den tid på året då aktiviteterna äger rum. Eftersom väderförhållandena före och under installationen kan påverka salthalts- och temperaturprofilerna, är tidig modellering baserad på historiska värden förknippad med en viss grad av osäkerhet.

NIRAS använde NOAAs WOA23, som är fritt tillgänglig från National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) 12. I WOA23 finns temperatur- och salthaltsinformation på flera djup genom vattenpelaren.

För varje position i sedimentmodellen extraheras den närmaste tillgängliga ljudhastighetsprofilen, liksom genomsnittlig temperatur och salthalt för de önskade månaderna.

5.4.3.1 Ljudhastighetsprofil

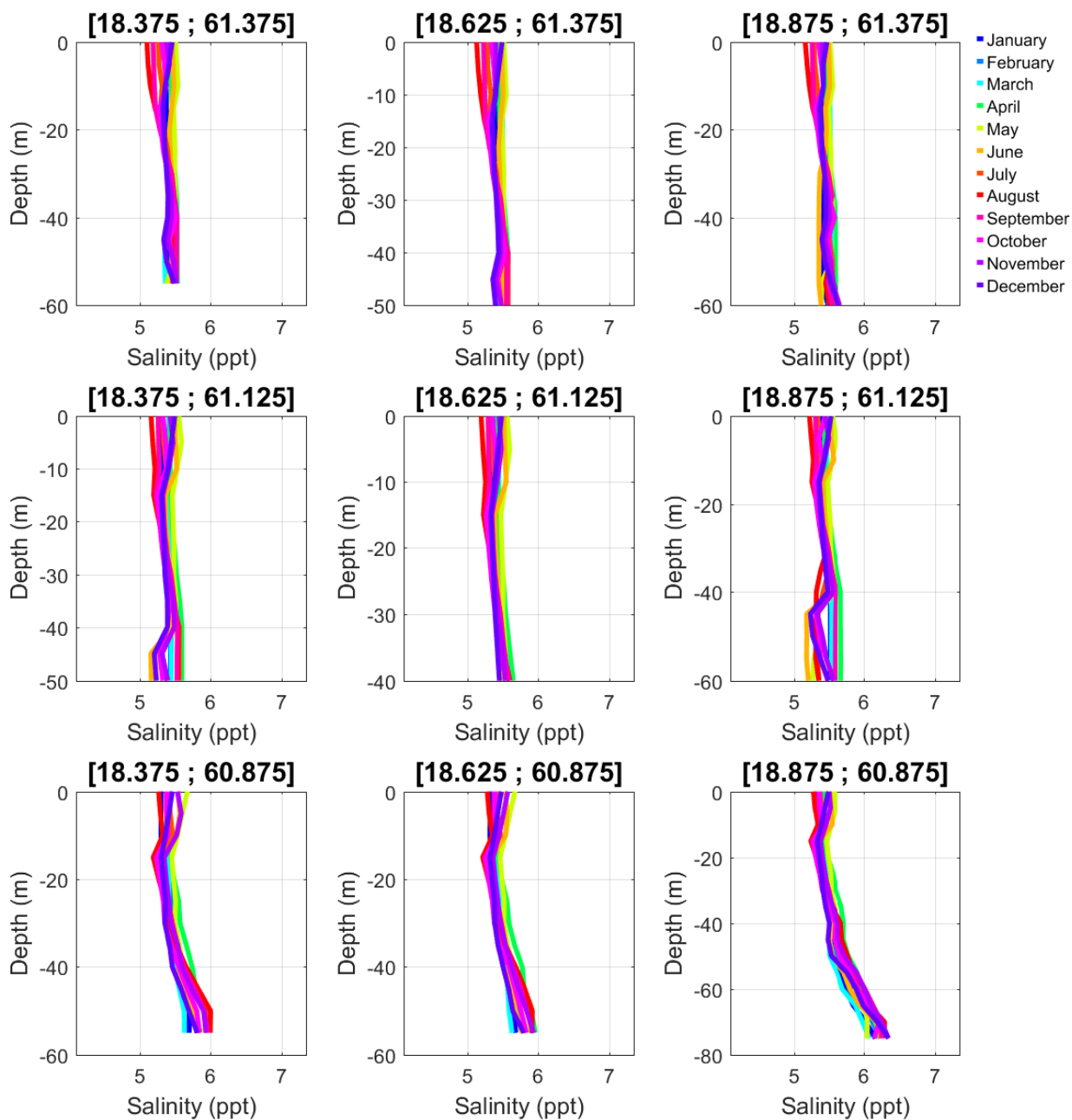
Figur 5.4 visar extraherade ljudhastighetsprofiler vid de tillgängliga positionerna. Notera att rutnätslayouten (the gridded layout) av ljudhastighetsprofilerna indikerar deras respektive geografiska position. Figur 5.4 indikerar att april är worst case månaden för hela året och att juni är worst case månaden för spannet juni-oktober (en period av särskilt intresse för kunden). Ljudspridningsmodeller för både april och juni inkluderas i resultaten.



Figur 5.4. Ljudhastighetsprofiler för projektområdet och dess omgivning.

5.4.3.2 Salthaltsprofil

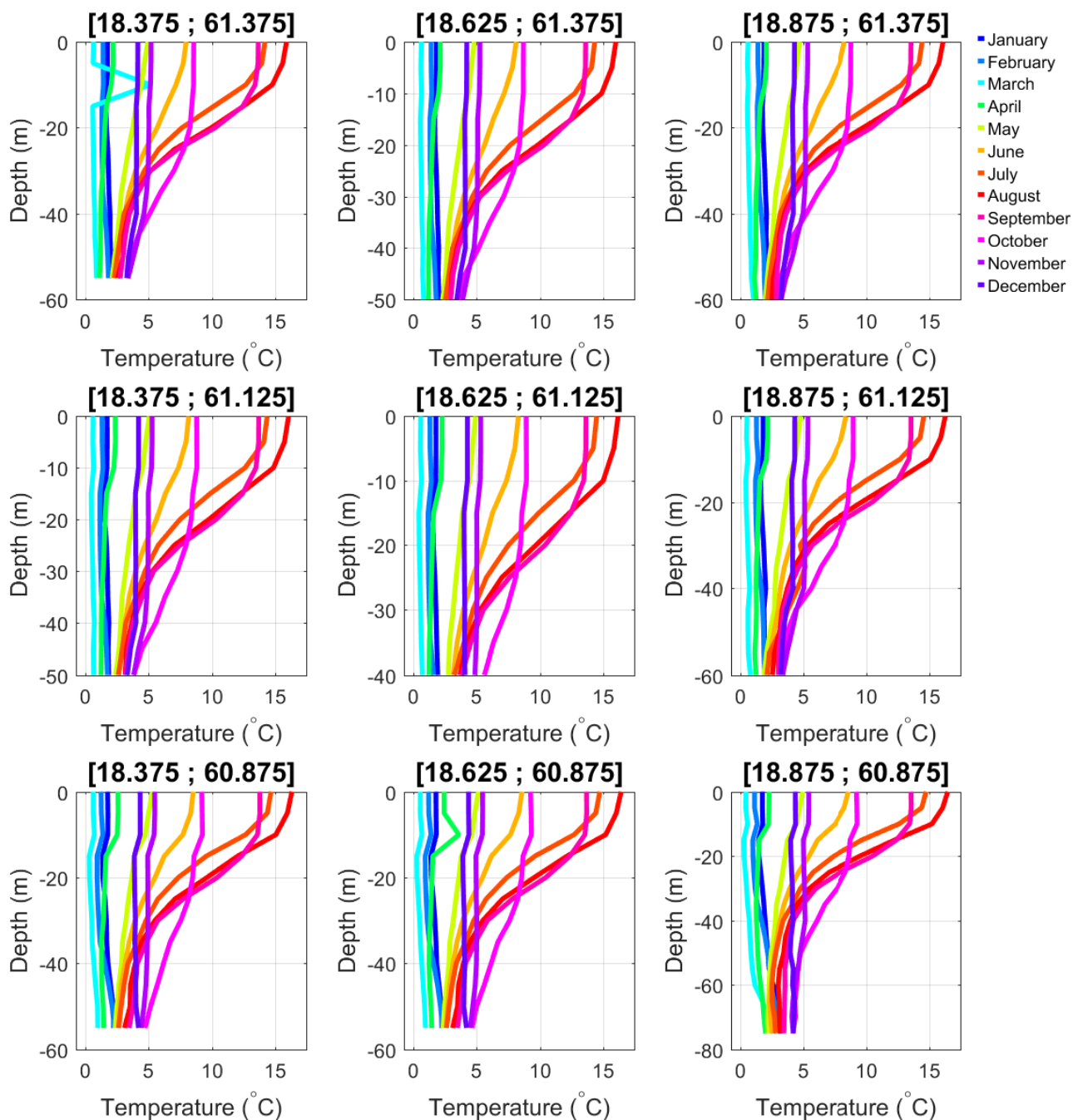
Figur 5.5 visar de uthämtade salthaltprofilerna vid varje tillgänglig position. Det kan observeras att salthalten inte varierar något betydande över året, som en funktion av djupet. Den genomsnittliga salthalten som användes för modellen är därför 5 ppt.



Figur 5.5. Salthaltprofiler för projektområdet och dess omgivning.

5.4.3.3 Temperaturprofil

Figur 5.6 visar de uthämtade temperaturprofilerna vid de tillgängliga positionerna. Med stabila salthaltprofiler över året drivs ljudhastighetsprofilerna endast av temperaturprofilerna som visar betydande skillnad både över året och med djupet. Den genomsnittliga temperaturen som implementerades i modellen är 2 °C för april och 5 °C för juni.



Figur 5.6. Temperaturprofiler för projektområdet och dess omgivning.

6. Prognos över undervattensljud vid pålningsaktiviteter

Detta kapitel beskriver undervattensljudmodelleringen under anläggningsfasen, där slagpålning av vindkraftsfundament utgör ljudkällan. Ljud från assisterande aktiviteter, så som fartyg, inkluderas inte då det anses ha en låg akustisk påverkan över lag. Källmodellen och implementeringen beskrivs därför i mer detalj i avsnitt 6.1 medan resultaten presenteras i avsnitt 6.2.

6.1 Källmodell

Det är ännu inte bestämt vilken typ av fundament som kommer att anläggas. Det kan bli en typ av fundament, eller en blandning av olika typer. För vindkraftverk kan fundamenttyper inkludera stålmonopiles med en diameter upp till 15 meter, fackverksfundament eller tripod-fundament med pålar upp till 5,5 meter i diameter. Den sistnämnda kan också användas för plattformar (offshore substations).

Gravitations- och suction bucket-fundament är inte uteslutna, men eftersom de är fundamenttyper som avger minst undervattensljud antas de medföra en försumbar påverkan av undervattensljud och beaktas därför inte mer i denna rapport.

Det bedöms därför att worst case för anläggningsfasen kommer att vara antingen monopiles med en diameter på 15 meter eller jacket-fundament med upp till 12 x 5,5 meter långa pålar. Till följd av skillnader i frekvensspektrum och antal pålar för de olika typerna av fundament, utvärderas båda alternativen i avsnitt 6.1.5 för att identifiera worst case med avseende på relevanta tröskelvärden. Källmodeller för de två scenarierna beskrivs närmare i avsnitt 6.1.4.

Spridningsmodelleringen av undervattensljud som beskrivs i rapporten antar att en enstaka installation av påle görs inom en 24-timmars period för monopiles och 4 pålar per 24 timmar för fackverksfundament.

Parametrarna för den tekniska källmodellen finns i Tabell 6.1 för scenariot med monopiles, och i Tabell 6.2 för scenariot med fackverksfundament. Antal påslag, slagenergi och tidsintervall mellan varje påslag samt varaktigheten och antal påslag vid varje intensitetsnivå för varje slag valdes ut av NIRAS som konservativa värden eftersom fundamentsdesignen ännu inte är fastställd. Det är därför viktigt att uppdatera ljudspridningsmodelleringen när den slutliga designen är fastställd och pålbarhetsstudier har utförts. Modelleringen som presenteras i denna rapport fungerar därför enbart som en input för konservativ bedömning av miljöpåverkan med den information som finns tillgänglig i dagsläget.

Proceduren för anläggning av pålar för båda typerna av fundament inkluderar en mjuk uppstart, med 10 % av maximal slagenergi, en gradvis ökning av energin från 10 % till 100 % under en ramp upfas, samt en konservativ uppskattning för den fulla kraftfasen med 100 % slagenergi.

Tabell 6.1. Tekniska specifikationer och pålningsprocedurer för scenario 1: 15 meter monopiles.

| Tekniska specifikationer för scenario 1 | | | |
|---|-----------------|-------------------------|-------------------------------|
| Fundamentstyp | Monopile | | |
| Slagenergi vid pålning | 5500 kJ | | |
| Påldiameter | 15 m | | |
| Antal slag per påle | 9 600 | | |
| Antal pålar per fundament | 1 | | |
| Pålningsprocedur | | | |
| Namn | Antal slag | % av maximal slagenergi | Tidsintervall mellan slag [s] |
| Mjuk start | 1200 | 10 | 1.5 |
| Ramp-up | 300 300 300 300 | 20 40 60 80 | 1.5 |
| Full kraft | 7 200 | 100 | 1.5 |

Tabell 6.2. Tekniska specifikationer och pålningsprocedur för scenario 2: Fackverksfundament med 4x5,5 pålar.

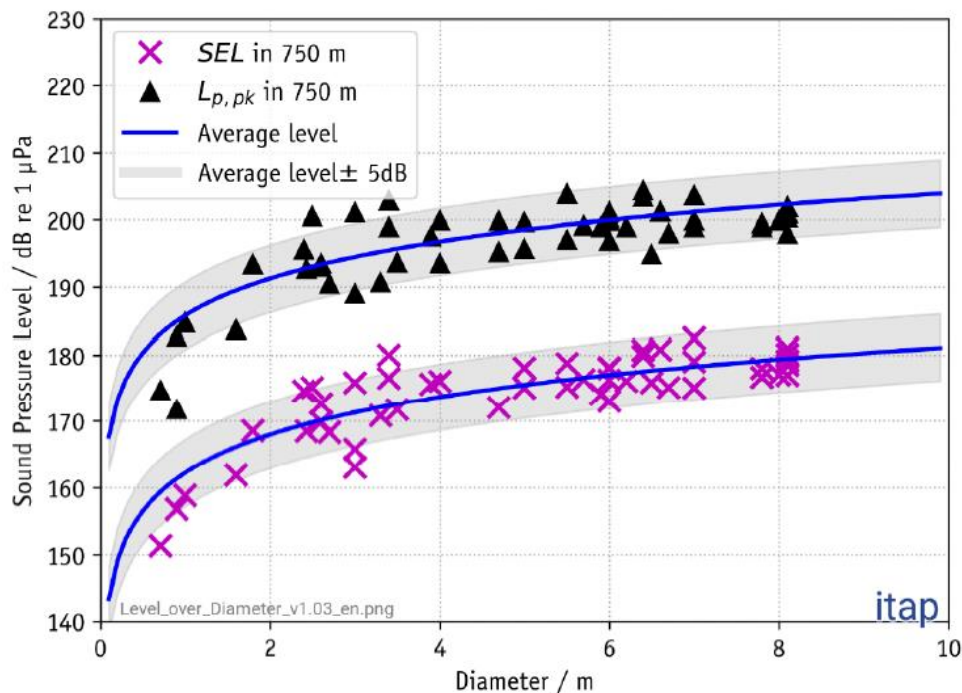
| Tekniska specifikationer för scenario 2 | | | |
|--|-----------------|-------------------------|-------------------------------|
| Fundamentstyp | Jacket | | |
| Slagenergi vid pålning | 3000 kJ | | |
| Påldiameter | 5.5 m | | |
| Antal slag per påle | 9 600 | | |
| Antal installerade pålar inom 24 timmars tidsram | 4 | | |
| Pålningsprocedur | | | |
| Namn | Antal slag | % av maximal slagenergi | Tidsintervall mellan slag [s] |
| Mjuk start | 1200 | 10 | 1.5 |
| Ramp-up | 300 300 300 300 | 20 40 60 80 | 1.5 |
| Full kraft | 7 200 | 100 | 1.5 |

6.1.1 Källmodellbegrepp

Källmodellen måste representera den faktiska källan för undervattensljud så korrekt som möjligt, med avseende på både källnivå, frekvensinnehåll samt tidsmässiga aspekter av aktiviteten. Alla ljudreducerande åtgärder måste också inkluderas. Dessa parametrar beskrivs i detalj i följande avsnitt.

6.1.1.1 Källnivå för pålning

Den bästa tillgängliga kunskapen om sambandet mellan pålstorlek och ljudnivå kommer från en rapport om mätta ljudnivåer från pålningsaktiviteter i (Bellmann et al., 2020). Rapporten ger en grafisk sammanfattning av de uppmätta ljudnivåerna vid 750 meters avstånd som en funktion av pålstorlek. Detta visas i Figur 6.1. Mätningarna är alla normaliserade till 750 meters avstånd från pålen.



Figur 6.1. Samband mellan uppmätta SPL- och SEL-nivåer, uppmätta på 750 meter avstånd och pålstorlek (Bellmann et al 2020).

Genom att analysera Figur 6.1 indikerar den blåa kurvan den bästa anpassningen av de uppmätta resultaten. För SEL-resultat är sambandet mellan pålstorlek och uppmätta nivåer ungefär $\Delta\text{SEL} = 20 * \log_{10} \left(\frac{D_2}{D_1} \right)$ där D_1 och D_2 är diameter av 2 pålar och ΔSEL är dB-skillnaden i ljudnivå mellan de två. Detta samband indikerar att SEL ökar med 6 dB när diametern fördubblas.

För att använda dessa data i en modell för undervattensljudsspridning måste ESL vara känd. En vanlig metod för att uppnå detta är att bakberäkna empiriska data från mätningar till 1 meter, där en ekvivalent källnivå som representerar en punktkälla erhålls. Detta görs genom att använda en kombination av Thieles ekvation för ljudspridning (Thiele, 2002) samt NIRAS egna kalibreringsmodell baserad på flera mätningar på verkliga platser. Det bör noteras att denna metod kommer att resultera i de uppmätta ljudnivåerna vid 750 meters avstånd och ge en exakt modell på längre avstånd. Den är dock mindre exakt på avstånd närmare källan än 750 meter, eftersom denna zon är benägen till att ge betydande positiva och destruktiva interferensmönster.

Från Figur 6.1 bör det noteras att variationer i uppmätta ljudnivåer för en specifik pålstorlek förekommer, vilket indikeras av spridningen av datapunkter omkring de passade (blåa) linjerna. Denna spridning ger ett 95 %-igt konfidensintervall av ± 5 dB vilket indikeras av de gråa skuggade områdena. Detta antas vara resultat av varierande områdesförhållanden och tillämpad slageffektivitet för individuella pålningsanläggningar och projekt. För alla projekt bör det därför övervägas om de plats- och projektspecifika förhållandena kräver en mer försiktig uppskattning av källnivån än den genomsnittliga anpassade linjen. I följande avsnitt utreds huruvida de olika parametrarna medför osäkerheter avseende källnivåer.

6.1.1.1 Faktorer som kan påverka källnivån

I följande avsnitt görs en översiktlig utredning för flera parametrar som påverkar den riktiga källnivån för en specifik installation.

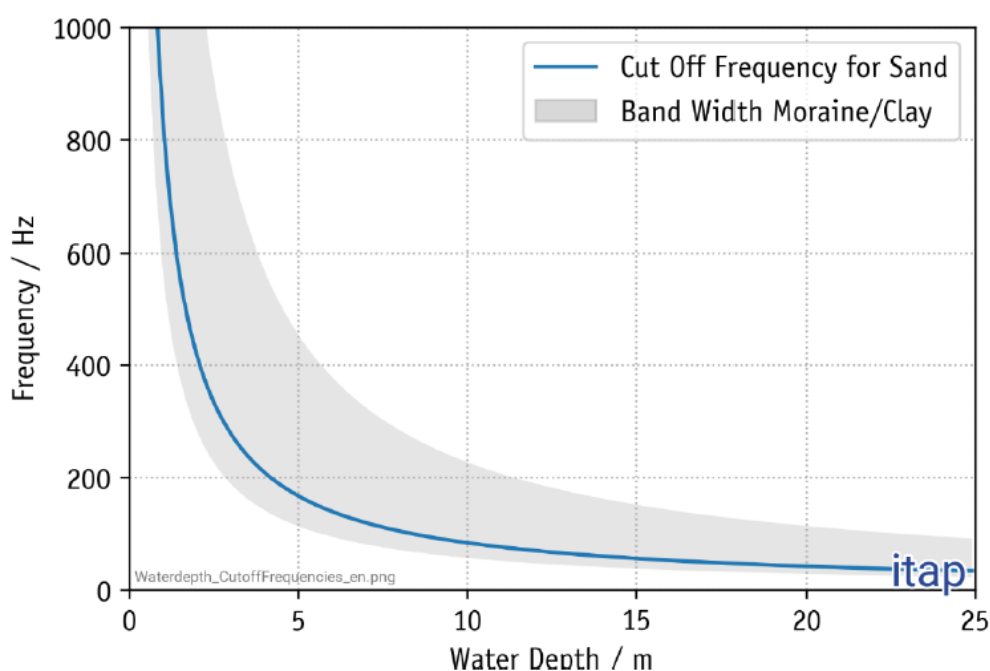
Jordmotstånd

Fundament installeras genom att pålning ner i havsbotten, vilket kräver att det dominerande jordmotståndet övervinns. Generellt sett, ju större jordmotståndet är, desto högre slagenergin krävs, vilket i sin tur ökar ljudutsläppet (Bellmann et al., 2020). Därför kräver hårdare, mer kompakta och vanligtvis djupare sedimentlager mer kraft för att appliceras, vilket i sin tur ökar slagenergin och ljudutsläpp när pålningen fortskrider.

Vattendjup

Vattendjupet, särskilt i grundare vatten, kan också påverka ljudutsläppet. När vattnets djup minskar, ökar den så kallade cut-off-frekvensen, vilket illustreras i Figur 6.2. Ljudkällans frekvensinnehåll under cut-off-frekvensen har svårigheter att sprida sig genom vattenpelaren och dämpas i en ökad takt jämfört med frekvensinnehållet ovanför cut-off-frekvensen (Bellmann et al., 2020).

Cut-off-frekvensen beror inte bara på vattnets djup utan även på övre sedimenttypen i havsbotten.

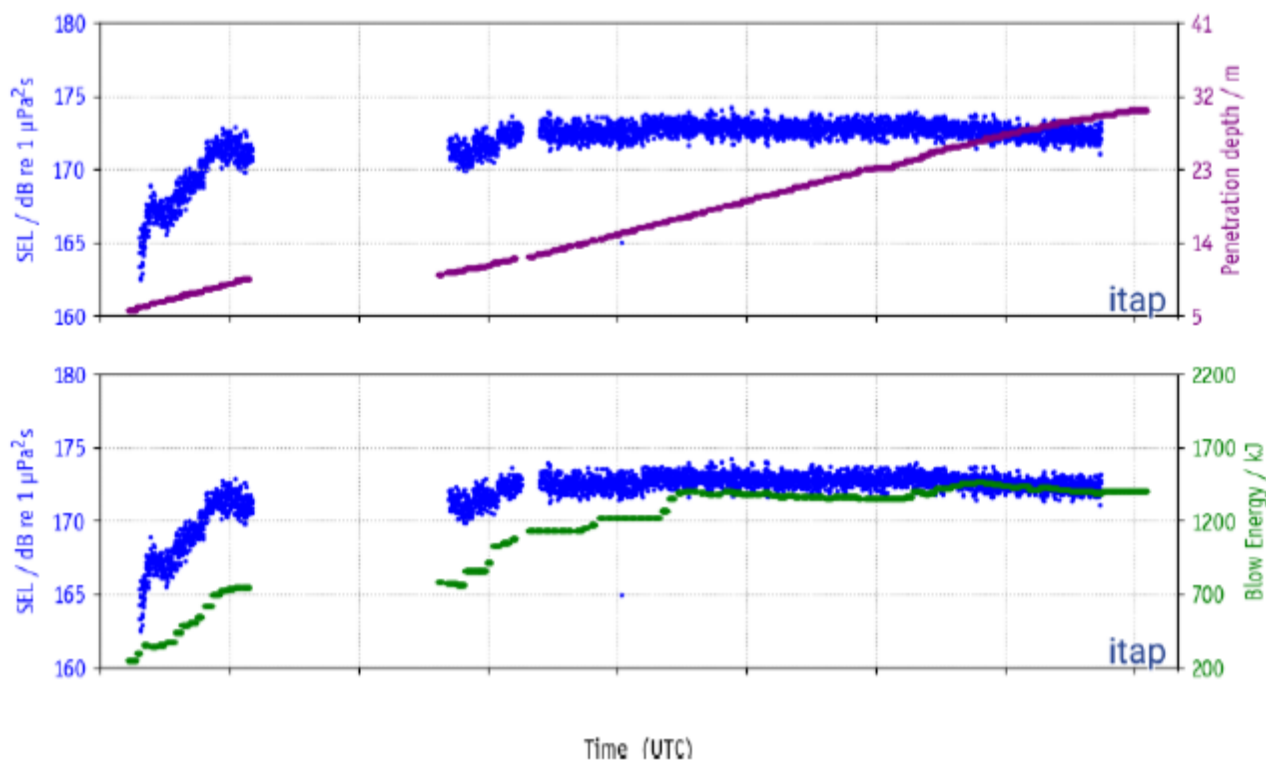


Figur 6.2. Cut-off-frekvens och dess beroende av sedimenttyp och vattendjup (Bellmann et al 2020).

Slagenergi

En ökning av slagenergin som appliceras på en påle kommer att överföra mer energi till pålen och resulterar därför också i ett högre ljudutsläpp. I Figur 6.3, som visar SEL i förhållande till penetrationsdjup och slagenergi, kan man observera hur en ökning av slagenergin också ökar den uppmätta SEL.

Denna relation approximeras av en ökning på 2–3 dB i uppmätt SEL varje gång slagenergin fördubblas (Bellmann et al 2020).



Figur 6.3. Sambandet mellan SEL vs penetrationsdjup och slagenergi (Bellmann et al 2020).

Påverkan av slagtyp

Modernt pålningssystem består vanligtvis av en stor massa eller vikt som är upphängd i en hydraulisk kammare, där den trycksatta hydraulvätskan används för att lyfta vikten till önskad höjd, varefter den släpps. Slaget överförs sedan genom en inre konstruktion av stötdämpare och en städ som är ansluten till pålens topp. Denna rörelse överför en stor del av den applicerade energin för att driva pålen nedåt (Adegbulugbe et al 2019).

Att använda en stor slaghammare med en tung fallande massa vid 50–60 % av dess fulla kapacitet kommer, av akustiska skäl, att leda till lägre ljudutsläpp jämfört med en mindre slaghammare som använder 100 % kapacitet för att uppnå samma slagenergi. Även om de båda hammarna levererar samma energi till pålen kommer den maximala amplituden att vara lägre för den stora slaghammaren på grund av förlängd kontakt mellan hammaren och pålhuvudet. Olika slaghammare kan ge upp till flera decibel skillnad (Bellmann et al 2020).

Pållängd och grad av vattenedsänkning

Pålning kan utföras antingen ovanför havsnivån, där pålhuvudet är placerat ovanför vattenytan, eller under havsnivån, där pålhuvudet är beläget under vattenlinjen. Det förstnämnda är vanligtvis fallet för monopiles, medan det senare ofta gäller för jacket-pålar (Bellmann et al 2020). En kombination av båda metoderna är också möjlig, där pålhuvudet är ovanför vattenytan i början av pålningen och är helt nedsänkt i de senare stadierna av pålningen.

Pålning ovanför havsnivån innebär automatiskt att en del av pålen är i kontakt med hela vattendjupet, vilket ger en stor strålningsyta. För pålning under havsnivån gäller inte detta, eftersom delar av vattenpelaren inte längre ockuperas av pålen, utan snarare av hammaren. Av denna anledning förväntas ett högre ljudutsläpp om pålhuvudet är ovanför havsnivån (Bellmann et al 2020).

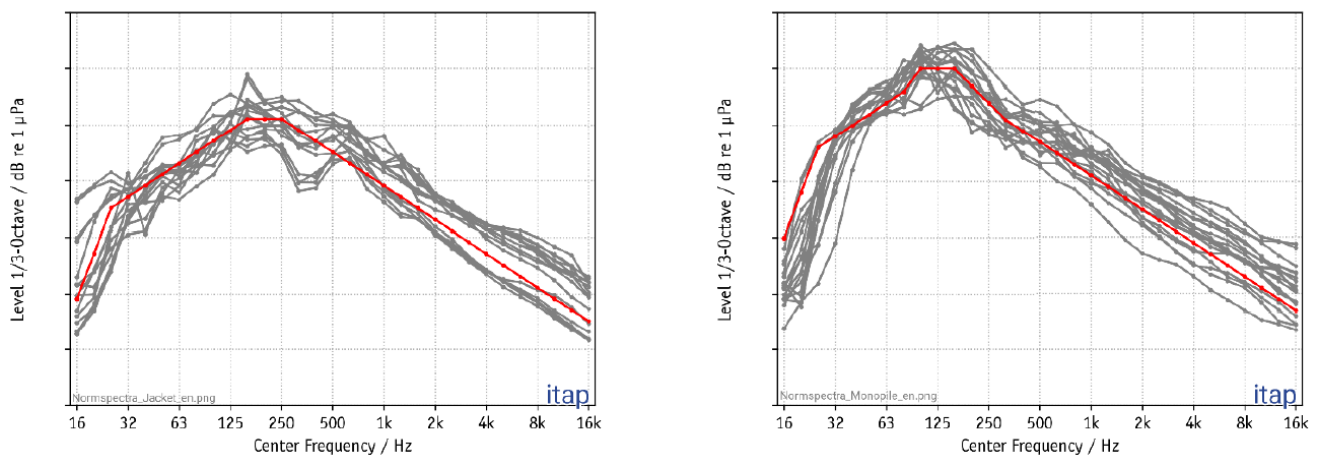
Sammanfattning av osäkerheter

Flera faktorer som påverkar ljudnivån vid pålning beskrivs i allmänna termer. För detta projekt överstiger parametrarna för fundament långt de som för närvarande existerar. Varken slaghammare, monopiles eller fackverksfundament med de föreslagna dimensionerna finns tillgängliga, och det är därför okänt hur de olika osäkerheterna kommer att påverka ljudkällan. För att genomföra modelleringen kommer den genomsnittliga relationen mellan pålstorlek och ljudnivåer, som visas i Figur 6.1, att användas för att bestämma källnivån. Osäkerheten bedöms vara ± 5 dB.

6.1.1.2 Pålningens frekvensspektrum

På grund av de naturliga variationerna i det uppmätta frekvensinnehållet, som visas i Figur 6.4 (de grå linjerna), mellan olika platser, pålar, vattendjup, slagenergier och andra faktorer, är det nästan garanterat att frekvensresponsen som mäts för en påle kommer att skilja sig från den för någon annan påle, även inom samma projekt.

Eftersom det praktiskt taget är omöjligt att förutsäga det exakta frekvensspektrumet för en specifik pålningsinstallation, föreslås en genomsnittlig spektrumkurva (den röda linjen) för användning i prediktiv modellering av (Bellmann et al., 2020).



Figur 6.4. Uppmätt pålningsfrekvensspektrum (gråa linjer) på 750 meters avstånd, med ett genomsnittligt spektrum som visas av den röda linjen (Bellmann et al 2020). Spektrumet sträcker sig från 110–180 dB.

Spektrumet som visas till vänster i Figur 6.4 är pålningsfrekvensspektrum (gråa linjer) uppmätta på 750 meters avstånd för pin piles med diameter upp till 3,5 meter. Den röda linjen indikerar det genomsnittliga spektrumet och föreslås att användas som ett teoretiskt modellspektrum för ljudspridningsmodellering av pin piles.

Den högra sidan av Figur 6.4 illustrerar pålningsfrekvensspektrum (gråa linjer) uppmätta på 750 meters avstånd för monopiles med en minimidiameter på 6 meter. Den röda linjen indikerar det genomsnittliga spektrumet och föreslås att användas som ett teoretiskt modellspektrum för ljudspridningsmodellering av monopiles för de uppmätta spektrumerna.

6.1.2 Skyddsåtgärder vid pålning

När fundamentstrukturer blir större och mer kunskap kommer fram om marina däggdjurs hörsel blir det allt mindre troligt att projekten kan följa lokala regler utan åtgärder för att minska påverkan.

Detta avsnitt ger en kort beskrivning av olika ljudreduceringsystem (Noise Abatement Systems, NAS), som är ett generellt begrepp för åtgärder som minskar det undervattensljud som genereras. Sådana system kan

antingen vara on-pile-system, som aktivt minskar ljudutsläppet från källan, eller near-pile-system, som minskar ljudet efter det har kommit ut i vattenkolumnen.

6.1.2.1 Typer av ljuddämpningssystem

6.1.2.1.1 Stora bubbelgardiner

Den mest frekvent använda tekniken använder en stor bubbelgardin (BBC). Luft pumpas in i ett slangsystem som är placerat runt pålningsinstallation på havets botten, på ett avstånd av 50–200 meter. Slangarna är perforerade och luftbubblor läcker och stiger upp mot ytan när luft trycks in i slangarna via kompressorer på ett ytfartyg. Detta bildar en luftgardin genom hela vattenpelaren från havsbotten till havsytan. På grund av förändringen i ljudhastighet i gränssnittet mellan vatten-luft-vatten reflekteras en betydande del av den utgående ljudet bakåt och hålls nära pålen, medan den återstående ljudenergin som går genom bubbelgardinen kraftigt dämpas (Tsouvalas, 2020). En del av ljudutsläppet från pålning sker genom sedimentet, som sedan återförs till vattenpelaren längre från pålen. Det är viktigt att bubbelgardiner inte placeras för nära pålen, eftersom detta skulle minska deras effektivitet för ljud som överförs genom sedimentet. Genom att placera bubbelgardinen längre från pålen kan man minska en del av detta ljud när det når vattenpelaren. Bubbelgardiner omger vanligtvis byggarbetsplatsen helt och hållet, utan några luckor där ljudet sänds ut utan att dämpas.

Strömmar kan orsaka en förskjutning av bubblor, men detta problem kan övervinnas om bubbelgardinen installeras i en oval form i stället för en cirkel. Detta system användes exempelvis i Borkum West II, där en ljudreduktion på i genomsnitt 11 dB (oviktad bredband) uppnåddes med den bästa konfigurationen. Projektet testade olika konfigurationer. Framgången berodde på tre parametrar: storleken på hålen i slangsystemet (som bestämmer bubblornas storlek), avståndet mellan hålen (som bestämmer densiteten av bubbelgardinen) och mängden luft som användes (lufttryck). Den bästa konfigurationen visade sig vara med relativt små hål, ett litet avstånd och användning av ett betydande lufttryck (Diederichs et al 2014).

Effekten av bubbelgardiner kan ökas ytterligare om en andra bubbelgardin installeras ännu längre från installationen, vilket kallas en Stor Dubbel Bubbelgardin (DBBC). Effekten är störst om avståndet mellan slangarna är minst tre gånger vattendjupet (Koschinski S et al 2013).

6.1.2.1.2 Pålskydd

Ett pålskydd är ett system för ljudreducering som bildar en fysisk vägg runt pålen. Ett sådant system är Noise Mitigation Screen från IHC (IHC-NMS), där ett dubbelsidig stålskydd med en luftfylld hålighet placeras över pålen. Genom att utnyttja impedanskillnaden i gränssnitten vatten-stål-luft-stål-vatten minskas ljudöverföringen. Detta system har till exempel använts vid den tyska vindparken Riffgat. Ljudreduceringen bedömdes vara cirka 16–18 dB (Verfuß, 2014). Ofta används ett pålskydd-NAS i kombination med en bubbelgardin för att öka den övergripande effekten av ljudreducering. Pålskydd-NAS har dock en viktig begränsning att beakta för framtida installationer, eftersom systemets vikt är betydande. Med ökande pålstorlekar ökar även pålskyddet i storlek och därmed vikt. Det är osäkert om detta system är lämpligt för stora framtida monopiles.

Cofferdams är en speciell typ av pålskydd. De omger också pålen, men jämfört med IHC-NMS extraheras vattnet mellan pålen och skyddet, så att gränssnittet från pålen till vattnet blir luft-stål-vatten. Dessa skydd anses minska ljudet med cirka 20 dB, vilket har visats i Aarhus Bay (Verfuß, 2014). Dock har tester längre ut till havs och i samband med byggandet av vindparker ännu inte genomförts (Verfuß, 2014). En inneboende utmaning med denna lösning är att det kan vara svårt att hålla vattnet borta från cofferdam, eftersom lokala sedimentförhållanden kan förhindra en perfekt vattentät försegling mot havsbotten.

6.1.2.1.3 Hydro Sound Damper

Hydro Sound Damper (HSD)-system är på många sätt liknande bubbelgardinen, men i stället för att använda slangar med luft består gardinen av luftfyllda ballonger eller skumbollar som är fast placerade. Storleken, avståndet och densiteten hos skumbollarna eller luftfyllda ballongerna styr sedan den uppnåeliga ljudreduceringen. Med HSD-systemet är det möjligt att "stämna" NAS för att fungera optimalt vid specifika frekvenser, vilket möjliggör projektspecifika optimala lösningar. Av samma anledning är systemet dock vanligtvis mindre effektivt vid andra frekvenser.

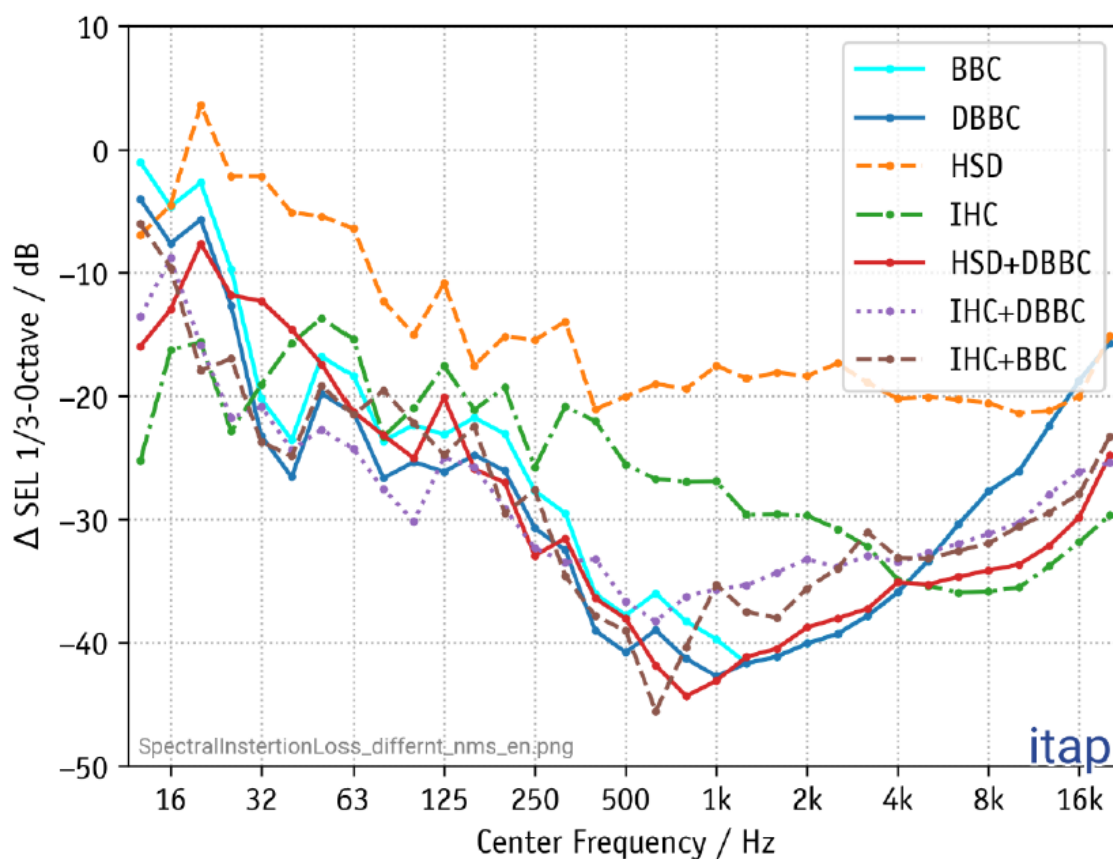
6.1.2.2 *Effektiviteten hos ljuddämpande system*

För kommersiellt tillgängliga och beprövade ljudreduceringssystem (NAS) ges en sammanfattning av uppnådda ljudreduceringsnivåer för genomförda installationer i (Bellmann, et al., 2020), som visas i Figur 6.5. Den listade bredbandsreduceringen, Δ SEL, representerar ett platt frekvensspektrum, för att jämföra effektiviteten hos de olika ljudreduktionssystemen på olika pålningsinstallationer. Detta innebär att den uppnåeliga ljudnivåreduktionen för en källa med lika akustisk energi i alla oktavband, även kallat rosa brus. Pålningspektrat är dock långt ifrån ett platt oktavbandsspektrum, som beskrivs i avsnitt 6.1.1.2, och den effektiva ljudreduceringen som uppnås i termer av ljudnivå mätt med och utan systemet i bruk vid en specifik installation kommer därför att skilja sig från den listade reduceringen. I Figur 6.6 ges i stället den bredbandsplatta spektralreduktionen som uppnåtts med de olika NAS i 1/3-oktavband, vilket visar den uppnådda reduktionen per frekvensband.

Slutligen är det viktigt att förstå att utvecklingen av nya och förbättrade ljudreduceringssystem är en pågående process, och med varje anlagd havsbaserad vindkraftspark blir ny kunskap och ofta bättre lösningar tillgängliga.

| No. | Noise Abatement System resp. combination of Noise Abatement Systems (applied air volume for the (D)BBC; water depth) | Insertion loss Δ SEL [dB] (minimum / average / maximum) | Number of foundations |
|-----|---|---|-----------------------|
| 1 | IHC-NMS (different designs) (water depth up to 40 m) | 13 ≤ 15 ≤ 17 dB IHC-NMS8000 15 ≤ 16 ≤ 17 dB | > 450 > 65 |
| 2 | HSD (water depth up to 40 m) | 10 ≤ 11 ≤ 12 dB | > 340 |
| 3 | optimized double BBC*1 (> 0,5 m ³ /(min m), water depth ~ 40 m) | 15 – 16 | 1 |
| 4 | combination IHC-NMS + optimized BBC (> 0,3 m ³ /(min m), water depth < 25 m) | 17 ≤ 19 ≤ 23 | > 100 |
| 5 | combination IHC-NMS + optimized BBC (> 0,4 m ³ /(min m), water depth ~ 40 m) | 17 – 18 | > 10 |
| 6 | combination IHC-NMS + optimized DBBC (> 0,5 m ³ /(min m), water depth ~ 40 m) | 19 ≤ 21 ≤ 22 | > 65 |
| 7 | combination HSD + optimized BBC (> 0,4 m ³ /(min m), water depth ~ 30 m) | 15 ≤ 16 ≤ 20 | > 30 |
| 8 | combination HSD + optimized DBBC (> 0,5 m ³ /(min m), water depth ~ 40 m) | 18 – 19 | > 30 |
| 9 | GABC skirt-piles*2 (water depth bis ~ 40 m) | ~ 2 – 3 | < 20 |
| 10 | GABC main-piles*3 (water depth bis ~ 30 m) | < 7 | < 10 |
| 11 | „noise-optimized“ pile-driving procedure (additional additive, primary noise mitigation measure; chapter 5.2.2) | ~ 2 - 3 dB per halving of the blow energy | |

Figur 6.5. Uppnådda ljudreducerande effekter vid färdiga projekt med användning av olika NAS (Bellmann et al 2020).



Figur 6.6. Frekvensberoende ljudreducering för NAS (Bellmann et al 2020).

I Figur 6.6 är den reducerande effekten visad som ljudnivån relativt till anläggning utan någon aktiv NAS. Ju mer negativt värde, desto bättre reducerande effekt. Den reducerande effekten i numerisk form i olika frekvensband finns i Tabell 6.3.

Tabell 6.3. Reducerande effekt av olika ljudreduceringssystem (NAS) (Bellmann et al 2020). Värden är indikerade av frekvensband för specifika reducerande effekter. Ju mer negativt värde, desto bättre reducerande effekt.

| Frekvens | Reducerande effekt av NAS [dB] | | |
|----------|--------------------------------|------|----------|
| | BBC | DBBC | HSD-DBBC |
| 12.5 | -1 | -4 | -10 |
| 16 | -5 | -8 | -13 |
| 20 | -3 | -6 | -8 |
| 25 | -10 | -13 | -12 |
| 31.5 | -20 | -23 | -13 |
| 40 | -23 | -26 | -14 |
| 50 | -16 | -20 | -17 |
| 63 | -18 | -21 | -22 |
| 80 | -23 | -27 | -23 |
| 100 | -22 | -26 | -25 |
| 125 | -23 | -27 | -20 |
| 160 | -22 | -25 | -26 |
| 200 | -23 | -26 | -27 |
| 250 | -28 | -31 | -33 |
| 315 | -29 | -32 | -32 |
| 400 | -37 | -39 | -36 |
| 500 | -38 | -41 | -38 |
| 630 | -36 | -39 | -42 |
| 800 | -38 | -41 | -44 |
| 1k | -40 | -43 | -43 |
| 1.2k | -42 | -42 | -41 |
| 1.6k | -41 | -41 | -41 |
| 2k | -40 | -40 | -39 |
| 2.5k | -39 | -39 | -38 |
| 3.2k | -38 | -38 | -37 |
| 4k | -36 | -36 | -35 |
| 5k | -33 | -33 | -35 |
| 6.3k | -30 | -30 | -34 |
| 8k | -28 | -28 | -34 |
| 10k | -27 | -27 | -33 |
| 12.5k | -23 | -23 | -32 |
| 16k | -19 | -19 | -30 |
| 20k | -16 | -16 | -25 |
| 25k | -13 | -13 | -20 |

Det bör noteras att den reducerande effekten från HSD-DBBC är mindre än den från DBBC-systemet vid individuella frekvenser i låga och medelhöga frekvensregioner i Tabell 6.3. Detta skulle innebära att den reducerande effekten är värre för NAS som består av en HSD och ett DBBC-system, jämfört med enbart ett DBBC-system.

Medan mätningar skulle indikera en sådan effekt, måste det noteras att representationsmetoden i (Bellmann et al 2020) inte representerar en effekt av ett ensamt system som används i olika projekt, utan i stället ett

medelvärde av ett antal olika system, över olika pålningsinstallationer över olika projektområdet och rådande förhållanden.

Eftersom mätresultaten härstammar från tyska havsbaserade vindkraftsparker är det dock värt att notera mätproceduren för installationer som inkluderar ljudreduceringssystem (NAS). Vid denna procedur mäts en påle utan något aktivt NAS, en påle mäts med varje individuellt NAS (som BBC eller IHC-NMS), och resten av pålarna mäts med alla NAS aktiva (som IHCNMS+DBBC).

Det är också värt att betona att den presenterade ljudreduktionseffekten är ett genomsnitt av uppnådd reduktion, och med tanke på den kontinuerliga utvecklingen av NAS-teknologi är det troligt att prestandan vanligtvis förbättras över tiden. Att använda den rapporterade genomsnittliga reduktionseffekten anses därför vara konservativt. Dessutom bör man förvänta sig att helt nya och mer effektiva NAS-teknologier och installationsmetoder kommer att dyka upp under de kommande åren, men tills sådana metoder finns tillgängliga är det inte möjligt att inkludera dem i en modellering.

Sammanfattningsvis bör förutsägelser om uppnåelig ljudreduceringseffekt för ett system, baserat på tidigare implementeringar, betraktas med försiktighet, och det bör förväntas att variationer kommer att förekomma mellan projekt. De tidigare uppnådda ljudreduceringseffekterna kan dock användas mer brett för att identifiera vilken typ av ljudreduceringssystem (NAS) som sannolikt är nödvändigt för det aktuella projektet, baserat på typiska frekvensspecifika ljudreduceringseffekter.

Om syftet är att begränsa bredbandsljudutsläppet kan ett NAS med hög bredbandsreduceringseffekt vara ett bra val. Om syftet däremot är att minska påverkan på en specifik grupp av marina däggdjur eller fisk bör den frekvensspecifika ljudreduceringseffekten beaktas vid val av NAS. Som ett exempel är DBBC NAS mycket effektivt för att minska bredbandsljudnivån, men för arter som tumlare (VHF) och delfin (HF), som båda har högfrekvent hörsel över 10 kHz, skulle en kombination av HSD med DBBC ge betydligt bättre skydd. Det rekommenderas därför alltid att genomföra detaljerad modellering av undervattensljudutsläpp för specifika platser och pålar, med inkorporering av tillgängliga NAS för entreprenören, baserat på det specifika projektets ljudreduceringssyfte.

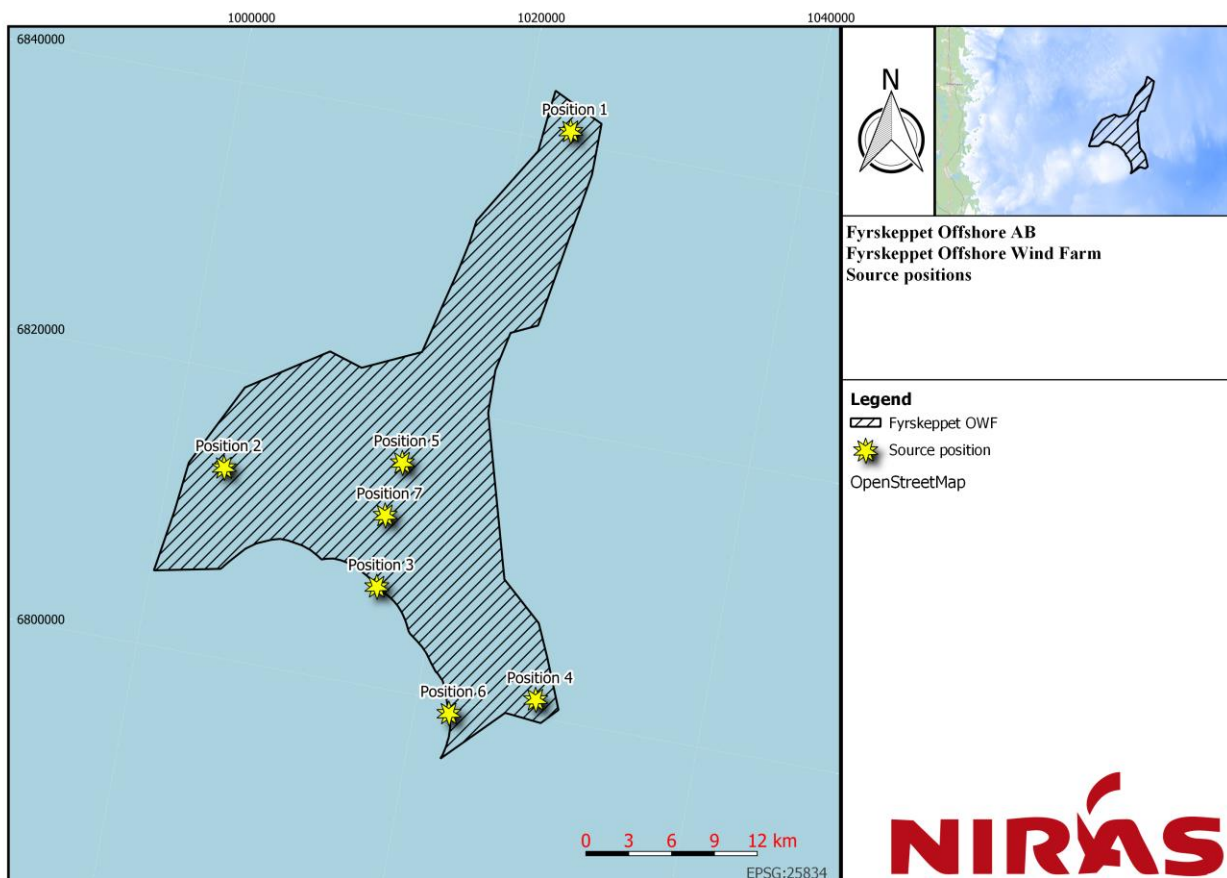
6.1.3 Källpositioner

Ljudspridningsmodellering för pålningsaktivitet har gjorts för sju positioner som visas i Figur 6.7. Källpositioner valdes ut till följd av deras position relativt till förväntad maximal ljudspridning, och för maximalt överlapp med närliggande Natura 2000-område, se Figur 6.8.

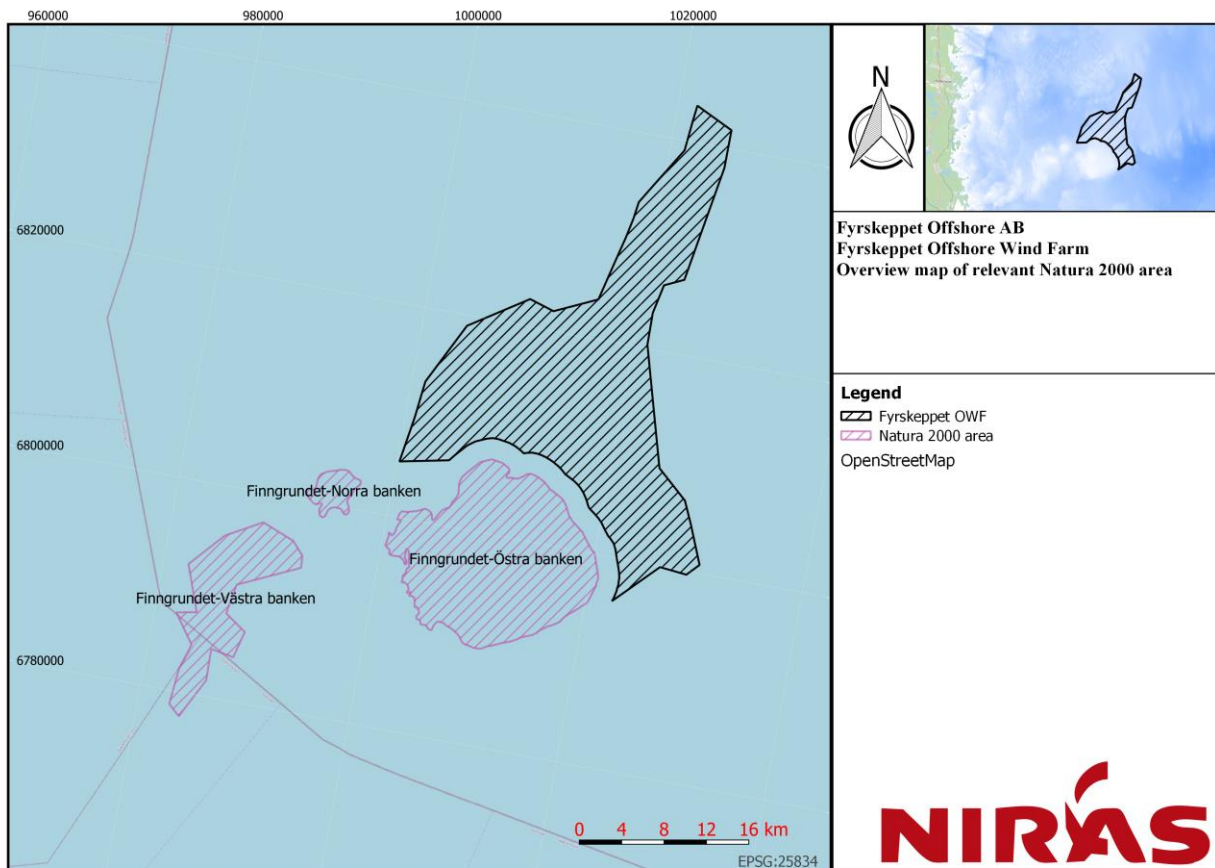
- Position 1 är lokaliserad i den nordöstra delen av vindkraftparken. Vattendjupet vid källpositionen är 48 meter, och ytskiktet av bottensedimentet är främst lerig morän.
- Position 2 är lokaliserad i den västra delen av vindkraftparken, på avstånd om omkring 62 km från den svenska kusten och cirka 8 km från Natura 2000-området "Finngundet-Östra banken". Vattendjupet vid källpositionen är 47 meter, och ytskiktet av bottensedimentet är främst postglacial morän.
- Position 3 är lokaliserad i mitten av vindkraftparken vid den södra gränsen, direkt norr om Natura 2000-området "Finngundet-Östra banken". Vattendjupet vid källpositionen är 38 meter och sedimentet består främst av lerig morän. Denna position förväntas medföra den längsta påverkan mot Natura 2000-området "Finngundet-Östra banken".
- Position 4 är lokaliserad i det sydöstra hörnet av vindkraftparken, cirka 10 km från Natura 2000-området "Finngundet-Östra banken". Vattendjupet vid källpositionen är 44 meter och sedimentet består av en

blandning av lera och morän. Denna position antas vara representativ som worst case med avseende på ljudspridning i riktning mot den finska-svenska havsgränsen.

- Position 5 är lokaliserad i mitten av vindkraftparken och syftar till att beskriva den generella ljudspridningen inom vindkraftparken. Vattendjupet vid källpositionen är 45 meter och den befinner sig på ett avstånd om 10 km till Natura 2000-området "Finngrundet-Östra banken". Sedimentet består av en blandning av lera och morän.
- Position 6 är lokaliserad in den sydöstra delen av vindkraftparken på den västra gränsen mot Natura 2000-området "Finngrundet-Östra banken". Djupet är 38 meter och sedimentet består av en blandning av lera och morän.
- Position 7 är lokaliserad i mitten av vindkraftparken, mellan position 3 och 5. Vattendjupet vid källpositionen är 40 meter och ligger på ett avstånd om 6,3 km från Natura 2000-området "Finngrundet-Östra banken". Sedimentet består av en blandning av lera och morän.



Figur 6.7. Valda källpositioner för ljudspridningsmodellering.



Figur 6.8. Översikt över de närliggande Natura 2000-områdena.

6.1.4 Implementering av källmodell

Genom att följa metoden som presenteras i avsnitt 6.1.1, definieras källnivåer och frekvensspektrum för de två fundamentstyper i följande avsnitt.

6.1.4.1 Fundamentsscenario 1: 15 meter diameter monopile

För scenariot med monopiles härleddes den oreducerade och oviktade SEL på 750 meters avstånd att vara $SEL_{@750m} = 185.1$ dB re. $1 \mu Pa^2 s$. Bakberäkna denna nivå till 1 meter resulterar i $L_{S,E} = 228.3$ dB re. $1 \mu Pa^2 m^2 s$. Källnivån presenteras i alla relevanta mått, med och utan frekvensviktnig, se Tabell 6.4.

Tabell 6.4. Bredbandade källnivåer för scenario med monopiles, med och utan frekvensviktnig.

| Frekvensviktnig | Källnivå ($L_{S,E}$)[dB re. $1 \mu Pa^2 m^2 s$] |
|-------------------------------|---|
| Oviktad | 228.3 |
| Öronlösa sålar i vatten (PCW) | 206.8 |

Det oviktade ESL frekvensspektrumet för detta fundamentsscenario finns i Tabell 9.1, Appendix 1.

Som tidigare nämnts, på grund av osannolikheten att ett oreglerat installationsscenario skulle tillåtas, inkluderar källmodellen användningen av ett ljudreduceringssystem. För scenariot med monopiles används DBBC-systemet. Se de reducerade ljudnivåerna i Tabell 6.5. Det bör noteras att den höga ljudreduceringseffekten är beroende av de spektrala insättningsförlustdata som presenteras i (Bellmann, et al., 2020), och en

produktspecifik modellering bör utföras av entreprenören när den specifika installationsmetoden, pålstorleken och ljudreduceringstekniken valts.

Tabell 6.5. Bredbandade källnivåer för scenario med monopiles, med och utan frekvensviktning.

| Frekvensviktning | Reducerad källnivå (with DBBC) ($L_{S,E}$)[dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$] |
|-------------------------------|--|
| Oviktad | 203.4 |
| Öronlösa sälar i vatten (PCW) | 179.7 |

6.1.4.2 Fundamentsscenario 2: Fackverksfundament med 4x5,5 meter pålar

För scenariot med fackverksfundament härleddes den oreducerade och oviktade SEL på 750 meters avstånd att vara $SEL_{@750m} = 177.3$ dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Bakberäkna denna nivå till 1 meter resulterar i $L_{S,E} = 219.2$ dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$. Källnivån är presenterad i alla relevanta mått, med och utan frekvensviktning, se Tabell 6.6.

Tabell 6.6. Bredbandade källnivå för scenario med fackverksfundament, med och utan frekvensviktning.

| Frekvensviktning | Källnivå ($L_{S,E}$)[dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$] |
|-------------------------------|---|
| Oviktad | 219.2 |
| Öronlösa sälar i vatten (PCW) | 201.8 |

Det oviktade ESL frekvensspektrumet för detta fundamentsscenario finns i Tabell 9.2, Appendix 1.

Likt scenariot med monopiles beaktas DBBC-systemet. Se reducerade källnivåer i Tabell 6.7. Det bör noteras att den höga ljudreduceringseffekten är beroende av de spektrala insättningsförlustdata som presenteras i (Bellmann, et al., 2020), och en produktspecifik modellering bör utföras av entreprenören när den specifika installationsmetoden, pålstorleken och ljudreduceringstekniken väljs.

Tabell 6.7. Bredbandade källnivå för scenario med fackverksfundament, med och utan frekvensviktning

| Frekvensviktning | Reducerad källnivå (with DBBC) ($L_{S,E}$)[dB re. $1\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$] |
|-------------------------------|--|
| Oviktad | 193.4 |
| Öronlösa sälar i vatten (PCW) | 172.4 |

6.1.5 Identifiering av worst case gällande fundamentstyp

I de tidigare avsnitten beskrivs de två fundamentinstallationsscenerierna med avseende på källkaraktistika, både oviktade och med hänsyn till öronlösa sälar (PWC). En direkt jämförelse av källnivåerna, både oviktade och PCW-viktade, visar att monopiles har den högsta källnivån. Påverkansområden för enskilda pålningar är därför garanterat längre för monopiles än för fackverksfundament.

För utvärdering av PTS, TTS och skadekriterier med hjälp av den kumulativa SEL-metoden påverkar antalet pålningar under en 24-timmarsperiod påverkansområdena. För monopiles inkluderar detta upp till 9600 pålningar, medan det för fackverksfundament antas att antalet pålningar är 4 gånger högre på grund av att flera pålar installeras inom ett 24-timmarsfönster.

En jämförande beräkning utfördes därför för position 5, där PTS, TTS och skadekriterier beräknades för både monopiles och fackverksfundament. Beräkningarna visar påverkansområdena i Tabell 6.8. Liknande beräkningar utfördes för sälars TTS och PTS, men båda låg under den lägsta rapporterade tröskelvärdet på 25 meter. En skillnad i påverkan är därför inte observerbar för sälar mellan de två typerna av fundament.

Tabell 6.8. Jämförelse i påverkansräckvidd mellan monopile och fackverksfundament för bedömning av worst case fundamentstyp, med användning av tröskelvärden för fisk. Påverkansområde är i meter.

| Fundament | Avstånd till tröskelvärde [meter] | | | | | | |
|-----------|-----------------------------------|-------------|-----------|------------------------|-------------|-----------|--------------|
| | TTS (r_{TTS}) | | | skada (r_{injury}) | | | |
| | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Larver & ägg |
| Monopile | 11 900 | 8 100 | 7 200 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| Fackverk | 1 900 | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 | 250 |

Resultatet visar ett signifikant längre räckvidd för påverkan anläggning av monopiles jämfört med fackverksfundament. Ljudspridningsmodelleringen kommer därför endast att beakta anläggning av monopiles i resten av rapporten.

6.1.6 Installation av två fundament inom en 24-timmars period

Om två fundament skulle anläggas inom en 24 timmars period, ljudspridning och fundamentstyp beaktas likvärdiga, antas det att ljudutsläppet från varje är liknande. Skillnaden mellan simultan/delvis överlappande och sekventiell anläggning är viktig, och konsekvenserna från varje scenario diskuteras i följande avsnitt.

6.1.6.1 Installation av två fundament samtidigt

Om två fundament skulle anläggas samtidigt skulle det troligen resultera i en ökad påverkansavstånd för PTS och TTS (upp till en 2-faktors ökning), då dessa tröskelvärden är baserade på tidsberoende ljudutsläpp relativt till simhastigheten för marina däggdjur och fisk.

Ju längre ifrån de två fundamenten anläggs, desto lägre skillnad i PTS/TTS relativt till ett scenario med enbart ett fundament. Med större avstånd kan en fångsteffekt (trapping effect) uppstå, där ett marint däggdjur eller fisk simmar bort från ett fundament, bara för att komma närmare installationen av det andra fundamentet. Detta leder inte till en linjär minskning av mottagen SEL över tiden. I detta scenario är det svårt att förutsäga vilken typ av $LE_{cum,24h}$ det marina däggdjuret eller fisken skulle utsättas för under hela anläggningsperioden.

I motsatt riktning, ju närmare fundamenten är varandra, desto lägre är risken för fångst (trapping), men också desto närmare 2x tröskelavståndet för enskilda fundament kan förväntas. En metod för att minska ökningen av påverkansavstånden för samtidiga installationer skulle vara att lägga till en tidsfördröjning för installationen av det andra fundamentet, så att marina däggdjur och fiskar kan skapa avstånd mellan sig själva och pålningen innan båda pålningsaktiviteterna är aktiva.

En annan aspekt av samtidiga installationer är att det potentiellt kan leda till ökade beteendemässiga avstånd om pålningarna är synkroniserade. Sannolikheten för synkronisering skulle dock vara låg eftersom beteendekriterierna är baserade på ljudexponeringen inom ett tidsfönster på 125 ms.

Det finns dock också en sekundär effekt, där ljudutsläppet från en pålning kan orsaka positiv och destruktiv interferens med ljudutsläppet från den andra pålningen, vilket resulterar i lokala variationer på ± 3 dB och därmed potentiellt ökar påverkansavståndet för beteendet avsevärt. Simultan installation av två fundament rekommenderas därför inte.

6.1.6.2 Installation av två fundament sekventiellt

Om installationen av två fundament utförs sekventiellt, där den andra pålningen påbörjas så snart den första är klar, blir effekterna på undervattensljudexponeringen betydligt mindre osäkra. I ett tätt placerat scenario skulle de marina däggdjur och fiskar som skulle påverkas av den andra pålningen redan ha haft betydande tid att lämna det område som påverkats av undervattensljudet, vilket begränsar ökningen av påverkan på marina däggdjur och fiskar.

För beteende skulle påverkansavståndet inte påverkas av interferensmönster (vilket skulle vara fallet om installation av två pålningar sker samtidigt), och det skulle inte motsvara summan av påverkansområdena för båda installationerna, utan det skulle skifta från en plats till nästa. För PTS och TTS skulle påverkansavstånden troligen inte öka, eftersom de marina däggdjuren och fiskarna redan är långt ifrån båda installationsplatserna och därför får minimal ytterligare påverkan från installationen av den andra installationen. Det är dock viktigt att den andra installationen inte försenas betydligt i tid efter den första, eftersom detta skulle möjliggöra för marina däggdjur och fiskar att återvända till området.

Därför bedöms det att installationen av två fundament (som är placerade nära varandra) sekventiellt inte kommer att öka påverkansavstånden för beteendemässiga undvikandereaktioner eller TTS- och PTS-påverkansavstånden. Ett teoretiskt scenario där sekventiell installation används med 2 pålar installerade per dag kommer att förlänga (dubbla) den dagliga tidsperioden där pålningsaktiviteter äger rum, men minska (halvera) antalet dagar med ljudutsläpp från pålning. Under antagandet att installationen kommer att ske varje dag skulle den effektiva installationsperioden för pålningsaktiviteter minska (halveras).

6.1.7 Osäkerheter

I detta avsnitt diskuteras modelleringens osäkerheter, uppdelat i kategorierna: Källegenskaper, miljöparametrar och reducerande effekter.

Modelleringen utgår från ett worst case-scenario med en monopiles med en diameter på 15 meter, medan projekten kan slutföras med monopiles av mindre diameter. En osäkerhet av absolut källnivå finns därför i modellen. Som förklaras i detalj i avsnitt 6.1.1.1.1 visar litteraturundersökning av tidigare installationer betydande variationer inte bara i källnivå, utan också i frekvensspektrum. En oviktad osäkerhet på upp till ± 5 dB indikeras i (Bellmann, et al., 2020), men med störst osäkerheter för små pål-diametrar och lägre avvikelser från genomsnittet för större pålstorlekar. En ± 5 dB osäkerhet verkar följa detta mönster och anses vara konservativ för monopiles-scenariot. På grund av den betydande extrapoleringen avseende monopiles-diametern kan det dock inte uteslutas att avvikelser från detta kan förekomma.

Osäkerheter i de miljöparametrarna rör främst egenskaperna hos det övre sedimentlagret och förändringar i batymetri från vad som ingår i modellen. Även den faktiska ljudhastighetsprofilen, temperaturen och salthalten under installationen kommer att vara en bidragande faktor. Modelleringen har antagit worst case-scenarier för miljöparametrarna, och det anses därför mer troligt än inte att miljöförhållandena i modellen ger ett konservativt resultat. Dessutom antar ljudspridningsmodellen lugnt vatten, vilket innebär mycket lite backscatter från luft-vatten-gränssnittet, vilket i sin tur underskattar förlusterna när sjöläget är högre.

De reducerade effekterna som används i dessa beräkningar är baserade på en litteraturoversikt av (Bellmann, et al., 2020), som är den största offentligt tillgängliga samlingen av effektiviteten hos ljudreduceringssystem hittills. Det bör dock noteras att effektiviteten hos dessa system i denna studie inte utvärderades projekt för projekt, med detaljerade miljö- och källförhållanden för varje dataset, utan snarare med fokus på effekten av olika typer av ljudreduceringssystem. Den resulterande effektiviteten hos sådana system bör därför betraktas med en viss försiktighet och vara benägen för avvikelser för framtida tillämpningar. För bubbelgardinssystem

kommer skillnader i lufttryck, hålstorlek, avstånd från pålen, sedimentvibrationstransmissionsegenskaper och havsströmmar också att spela en roll för den uppnåeliga effekten av ljudreducering för ett givet projekt och pålinstallation.

Även om en motsvarande effekt av DBBC tillämpades i denna modellering bör det noteras att en detaljerad beräkning bör göras för den faktiska ljudreduceringslösningen som ska användas för den faktiska pålinstallationen.

6.2 Resultat över spridning av undervattensljud vid pålning

Undervattensljudsmodellering utfördes för scenariot med 15 meter monopiles vid sju positioner fördelade över hela vindkraftsparken. Källmodellen inkluderade användningen av en DBBC-ekvivalent ljudreduceringseffekt. Den alternativa fundamentstypen med fackverksfundament som använder upp till 12 x 5,5 meter pin piles per fundament visade sig resultera i övergripande lägre påverkansavstånd och inkluderades inte i ljudspridningsmodelleringen, som fokuserade enbart på worst case-scenariot.

DTT för PTS, TTS och skador beskriver det minsta avståndet från källan som ett marint däggdjur eller fisk måste vara avskräckt till, innan pålningsaktiviteterna börjar, för att undvika den respektive påverkan. Det representerar därför inte en specifik mätbar ljudnivå, utan snarare det avstånd från pålningsaktiviteterna som individen bör vara på för att undvika den respektive påverkan.

I avsnitt 6.2.1 och avsnitt 6.2.2 visas de beräknade DTT-värdena för fisk respektive öronlösa sälar.

6.2.1 Tröskelavstånd för fisk med skyddsåtgärder

För att beräkna DTT för TTS och skada avseende fisk användes den kumulativa 24h-modelleringen, Tabell 6.9. Det representeras av tröskelvärdena:

- $L_{E,cum,24h,unweighted}$ = 186 dB re $1 \mu Pa^2 s$ för TTS,
- $L_{E,cum,24h,unweighted}$ = 204 dB re $1 \mu Pa^2 s$ för skada,
- $L_{E,cum,24h,unweighted}$ = 207 dB re $1 \mu Pa^2 s$. för skada på larver och ägg.

Tabell 6.9. Resultat av påverkansavstånd för tröskelvärden för fisk, med användandet av DBBC reducerade effekt med en 15 meters monopile, april och juni.

| Position | Avstånd till tröskelvärde [meter] | | | | | | |
|---|-----------------------------------|-------------|-----------|------------------------|-------------|-----------|--------------|
| | TTS (r_{TTS}) | | | Skada (r_{injury}) | | | |
| | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Larver & ägg |
| Worst case för januari - december (april) | | | | | | | |
| 1 | 9900 | 6000 | 5200 | 25 | 25 | 25 | 575 |
| 2 | 7600 | 4150 | 3400 | 25 | 25 | 25 | 475 |
| 3 | 8800 | 5600 | 4900 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 4 | 8100 | 4850 | 4100 | 25 | 25 | 25 | 500 |
| 5 | 11 900 | 8100 | 7200 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 6 | 9600 | 6000 | 5100 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| 7 | 10 600 | 6800 | 6000 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| Worst case för juni - oktober (juni) | | | | | | | |
| 1 | 9600 | 5700 | 4850 | 25 | 25 | 25 | 575 |
| 2 | 7000 | 3750 | 3000 | 25 | 25 | 25 | 500 |
| 3 | 8200 | 5100 | 4450 | 25 | 25 | 25 | 625 |
| 4 | 7400 | 4250 | 3550 | 25 | 25 | 25 | 475 |

| Position | Avstånd till tröskelvärde [meter] | | | | | | |
|----------|-----------------------------------|-------------|-----------|------------------------|-------------|-----------|--------------|
| | TTS (r_{TTS}) | | | Skada (r_{injury}) | | | |
| | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Juvenil Torsk | Vuxen Torsk | Strömning | Larver & ägg |
| 5 | 11 300 | 7500 | 6600 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 6 | 8700 | 5200 | 4300 | 25 | 25 | 25 | 600 |
| 7 | 10 100 | 6400 | 5500 | 25 | 25 | 25 | 625 |

6.2.2 Tröskelavstånd för marina däggdjur med skyddsåtgärder

För att beräkna DTT för TTS och PTS avseende öronlösa sälar, Tabell 6.10, användes den kumulativa 24h-modelleringen. Följande tröskelvärden tillämpades:

- $L_{E,cum,24h,PCW} = 170$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ för TTS,
- $L_{E,cum,24h,PCW} = 185$ dB re $1 \mu Pa^2 s$ för PTS.

Tabell 6.10. Resultat av påverkansavstånd för tröskelvärden för öronlösa sälar, vid användning av DBBC reducerade effekt med en 15 meters monopile, för april och juni.

| Position | Avstånd till tröskelvärde [meter] | | | |
|----------|---|-------------------|--------------------------------------|-------------------|
| | Worst case för januari - december (april) | | Worst case för juni - oktober (juni) | |
| | PTS (r_{PTS}) | TTS (r_{TTS}) | PTS (r_{PTS}) | TTS (r_{TTS}) |
| 1 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 2 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 3 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 4 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 5 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 6 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 7 | 25 | 25 | 25 | 25 |

6.2.3 Minskat effektområde för strömmingens TTS kriterier

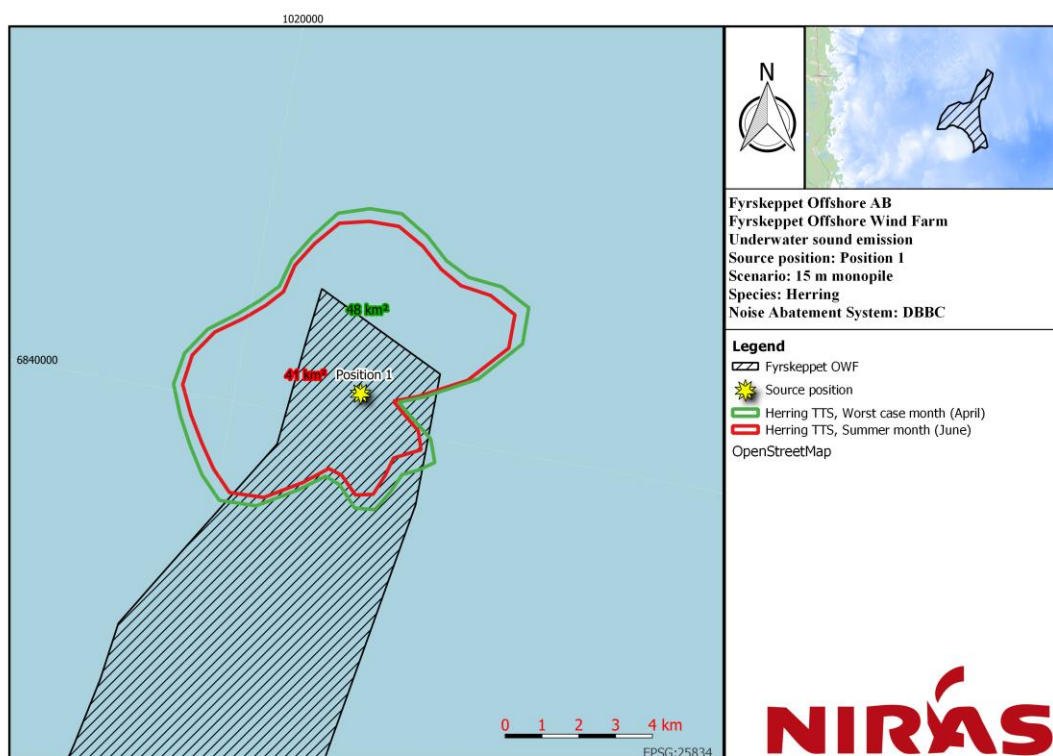
Som tillägg till DTT-värden beräknades även den totala påverkade arean för TTS-kriterier för strömning, Tabell 6.11. Den påverkade arean representerar den zon där strömning, om förekommande vid start av pålning, troligen kommer att exponeras för en kumulativ ljuddos som överskrider tröskelvärdet för TTS.

Tabell 6.11. Påverkad area för påverkan för TTS tröskelkriterie för strömning, för april och juni.

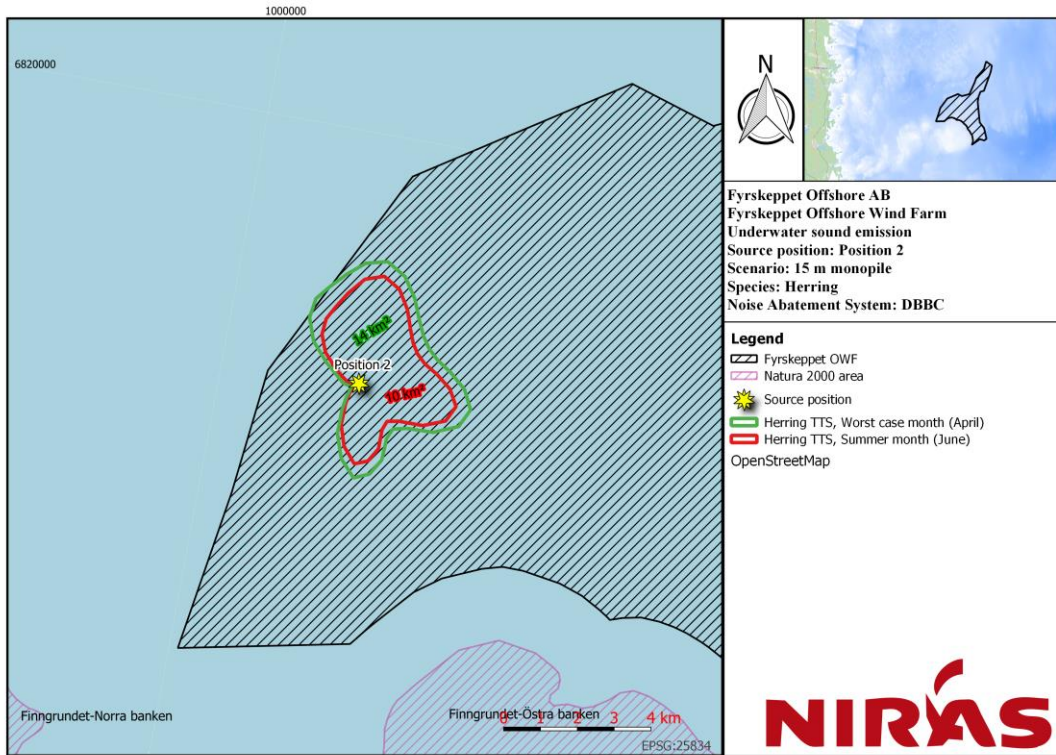
| Position | Påverkad yta (TTS hos strömning) [km ²] | |
|----------|---|--------------------------------------|
| | Worst case för januari - december (april) | Worst case för juni - oktober (juni) |
| | 1 | 48 km ² |
| 2 | 14 km ² | 10 km ² |
| 3 | 39 km ² | 32 km ² |
| 4 | 22 km ² | 15 km ² |
| 5 | 62 km ² | 51 km ² |
| 6 | 32 km ² | 23 km ² |
| 7 | 60 km ² | 49 km ² |

6.2.4 Karta över undervattensljudets utbredning för strömmingens tröskelvärden för TTS

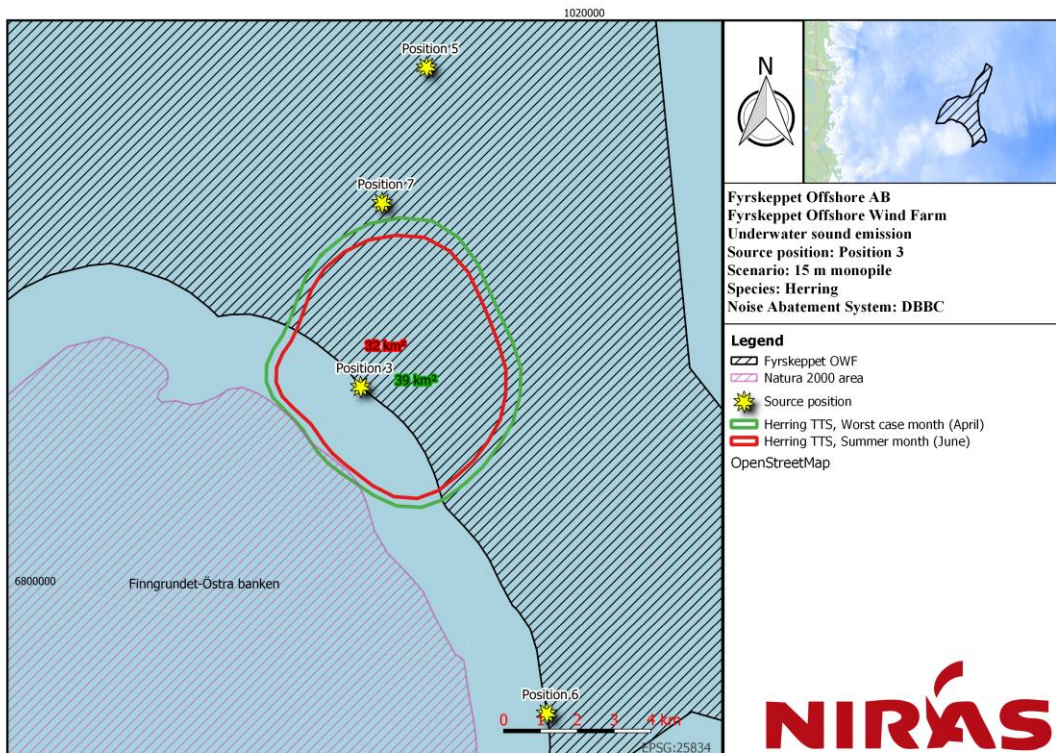
Konturkartor för undervattensljud för TTS för strömming visas i Figur 6.9-Figur 6.15. Påverkad yta illustreras även i figurena. Det bör noteras att räckvidden för TTS är extremt känslig för långsträckt spridningsförlust då flyktbeteende är inkluderat. Därför är det troligt att stora variationer i påverkansräckvidd uppkommer där branta förändringar av batymetrin förekommer. Detta är särskilt tydligt vid position 1, 2 och 4.



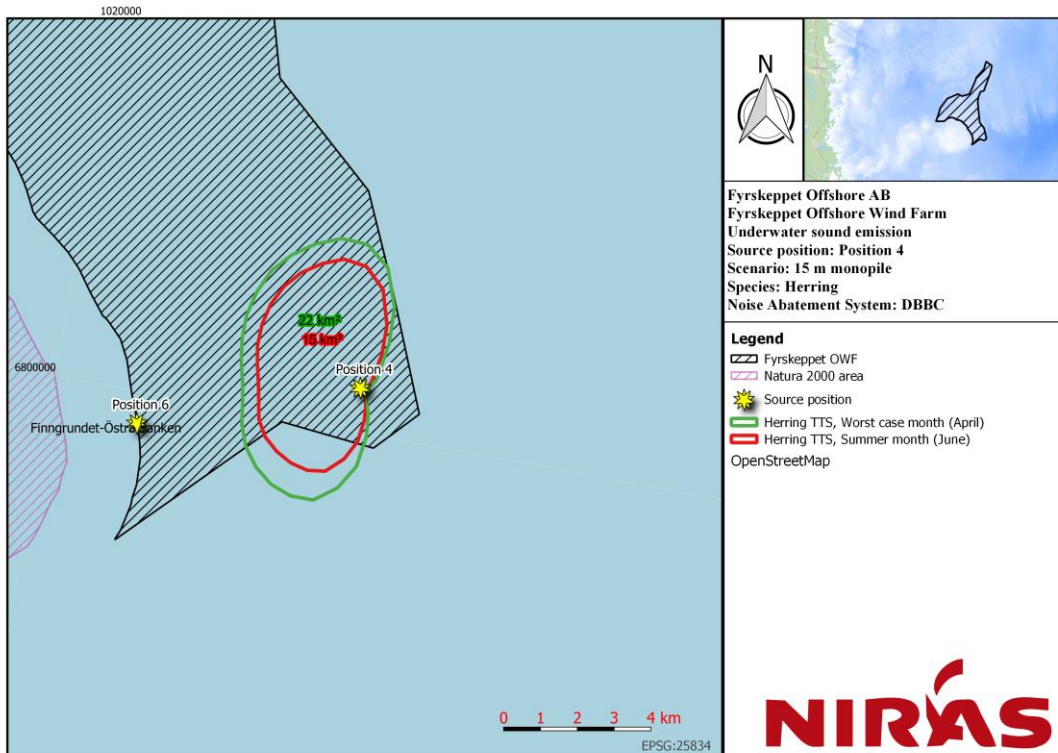
Figur 6.9. Konturkarta för strömmings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 1.



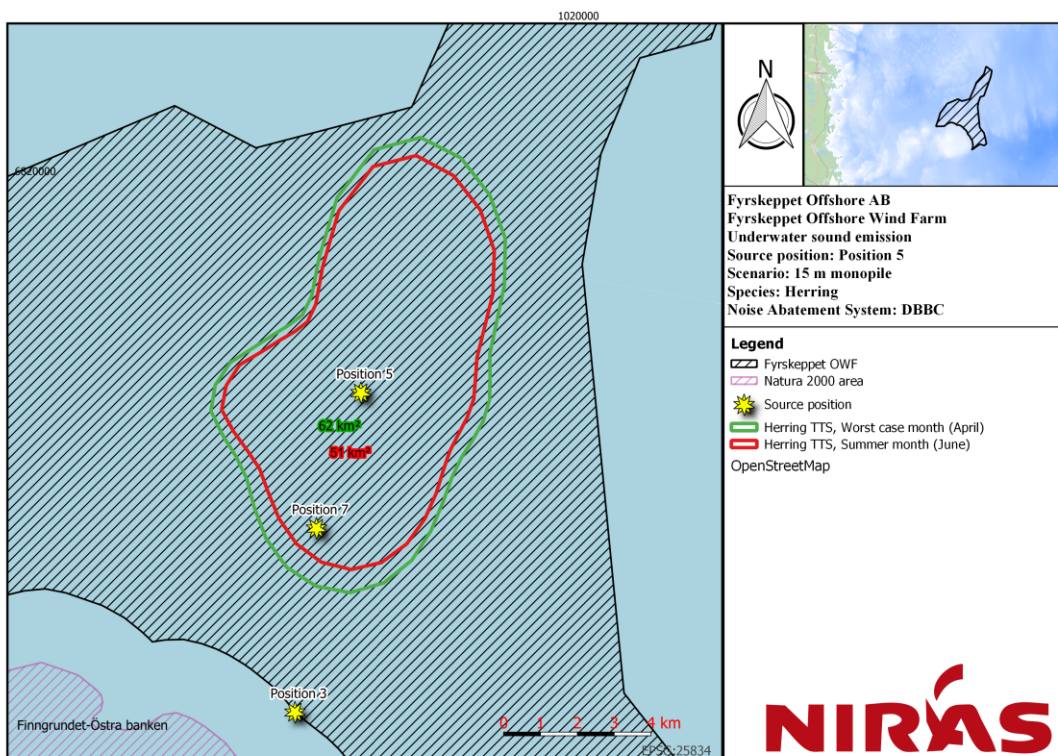
Figur 6.10. Konturkarta för strömmings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 2.



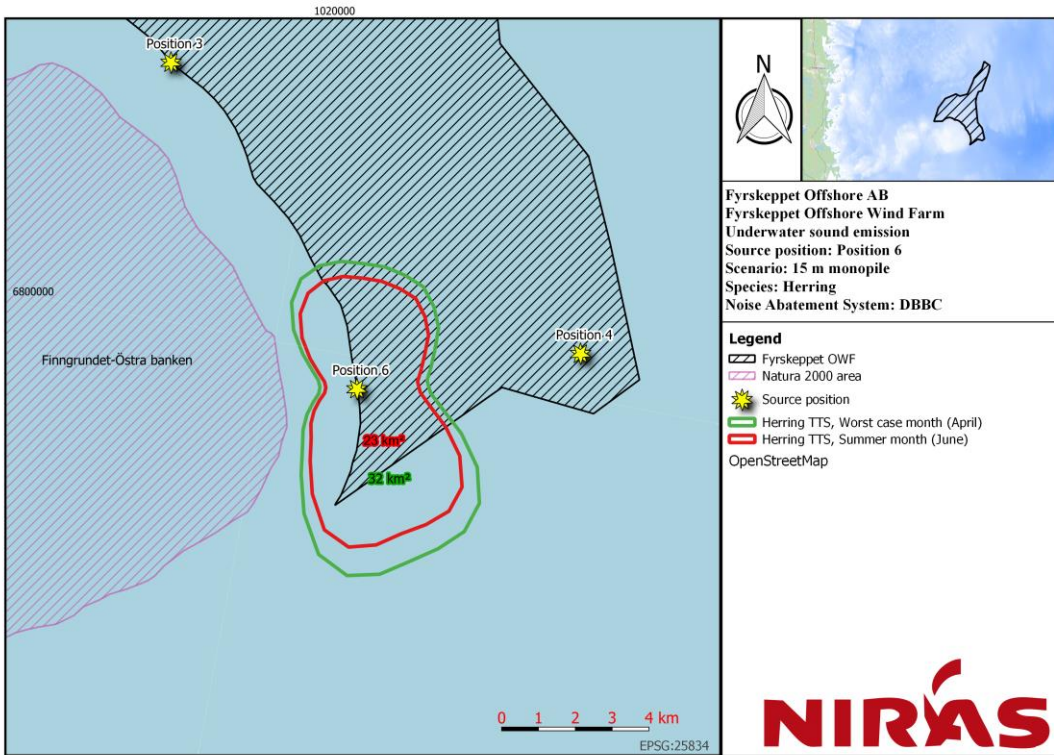
Figur 6.11. Konturkarta för strömmings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 3.



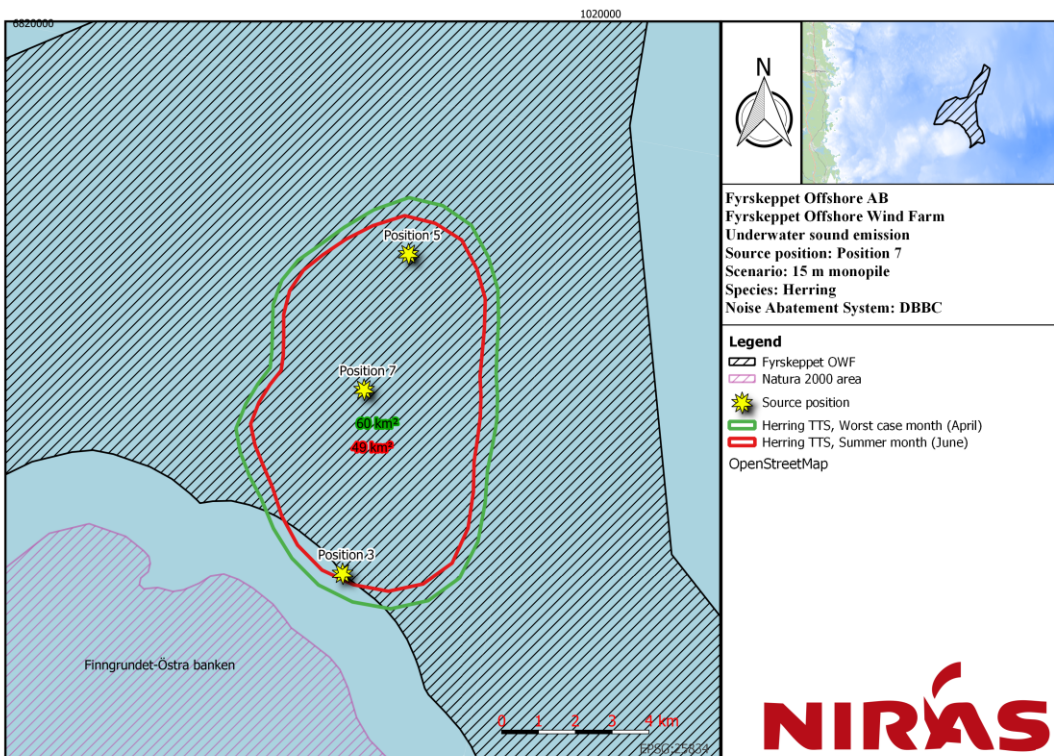
Figur 6.12. Konturkarta för strömings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 4.



Figur 6.13. Konturkarta för strömings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 5.



Figur 6.14. Konturkarta för strömmings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 6.



Figur 6.15. Konturkarta för strömmings TTS-kriterium, för 15 meters monopile med DBBC reducerande effekt vid position 7.

7. Prognos för undervattensljud för geotekniska undersökningar

Fyrskippet Offshore AB har efterfrågat en undervattensljudmodellering för geotekniska och geofysiska undersökningsaktiviteter som kan komma att krävas i samband med detaljerad fundamentalsdesign. Aktiviteterna syftar till att samla in detaljerad information av sedimentlager vid platser där fundament ska installeras.

7.1 Beskrivning av aktiviteter

Kunden har tillhandahållit en lista av aktiviteter och utrustning som potentiellt kan komma att användas. Detta inkluderar:

- Geotekniska undersökningar: Multibeam echosounder (MBES), side scan sonar (SSS), sub-bottom-profiler (SBP)
- Geofysiska undersökningar: Spetstryckssondering (Cone Penetration Test, CPT), Geoteknisk borrhning.

Ingen tidslinje har föreslagits för undersökningarna varför en worst case-ansats avseende ljudspridning har antagits.

MBES- och SSS-system har båda akustisk emission. För geotekniska undersökningsaktiviteter har typiska modeller sitt frekvensinnehåll placerat utanför det hörbara området för marina däggdjur och fiskar (>200 kHz), vilket innebär att det inte har någon negativ påverkan på hörseln. Det bör noteras att om frekvensinnehåll under 200 kHz finns i de slutliga utrustningsmodellerna kan en omvärdering vara nödvändig. MBES och SSS behandlas inte vidare i denna rapport.

Detaljer om specifika utrustningsmodeller för resten av undersökningarna och/eller driftsparametrar har inte gjorts tillgängliga för modelleringen, och den är därför baserad på typiska utrustningsmodeller som används för sådana undersökningar. I Tabell 7.1 listas representativa undersökningsutrustningar och driftsparametrar baserat på tidigare undersökningar

Tabell 7.1. Modeller över undersökningsutrustning och driftsparametrar. Notera att faktiska utrustningsmodeller som kan användas har ännu inte bestämts och de listade modellerna och driftsparametrarna används som representativ utrustning, baserat på tidigare undersökningar.

| Typ | Utrustningsmodell | Källnivå, L_s [dB re 1 $\mu\text{Pa} \cdot \text{m}$] | Primärt frekvensspann (Hz) | Puls längd | Strålbredd | Ljudexponering källa, $L_{s,E}$ [dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{s}$] | Arbetscykel under en 24h-period |
|----------------------------|-------------------------------|--|----------------------------|-------------|-----------------|---|---------------------------------|
| Sub-bottom profiler (SBP) | Innomar Medium 100 or similar | 247 dB | 1k – 150k | 0.07 – 2 ms | 2° | 213 dB | 40 Hz |
| Spetstryckssondering (CPT) | - | - | - | - | - | - | - |
| Borrhning | - | 145 dB | 0 – 2 kHz | continuous | omnidirectional | 145 dB | continuous |

7.1.1 Sub Bottom Profiler (SBP) – Innomar Medium 100

SBP är en generisk benämning för undersökningsutrustning som har syftet att skapa en profil av de underliggande havsbottenlagren. De finns i många olika varianter, var och en med sin egen akustiska profil. Exempel på sådana system är luftkanoner, sparkers, boomers och parametriska SBP. För grundvattenundersökningar där endast de översta 10–20 metrarna är av intresse är det vanligtvis tillräckligt att använda ett Innomar-system, som är ett parametriskt SBP.

För Innomar är syftet vanligtvis att skapa en mycket detaljerad profil av den översta delen av havsbotten, vanligtvis de första 20 metrarna under havsbotten. För detta ändamål används vanligtvis en Innomar Medium-100.

Innomar-systemet sänder ut två högfrekventa pulser, kallade primära frekvenser, vanligtvis inom frekvensområdet 100–120 kHz. Frekvensavståndet mellan de två pulserna bestämmer den sekundära frekvensen som skillnaden mellan de två primära frekvenserna: $f_{sec} = f_{pri2} - f_{pri1}$ [Hz]. Källnivån (SL) för Innomar Medium-100 anges som $SL = 247 \text{ dB re. } 1\mu\text{Pa @1m}$.

Innomar-systemet är en komplex ljudkälla eftersom ljudutsläppet är kraftigt fokuserat mot havsbotten. Det horisontella utsläppet av undervattensljud är därför begränsat jämfört med utsläppet direkt ned i havsbotten. Frekvensammansättningen i kombination med hög källnivå kräver dock en bedömning av påverkan på marina däggdjur. Det kan diskuteras om Innomar-systemet, som arbetar med en pingfrekvens på 40 Hz, ska betraktas som en impulsiv källa eller en icke-impulsiv källa. För att vara på den säkra sidan anses de strängare tröskelvärdena för impulsiva källor vara relevanta.

7.1.2 Spetstryckssondering (Cone Penetration Test, CPT)

Spetstryckssondering (CPT) utförs med hjälp av en mekanism som sänks ner på havsbotten och trycker en kon in i havsbotten. Genom sensorer monterade på konen registreras vibrationen genom sedimentet, vilket ger data om sedimentet. En variation av detta test kallas seismisk CPT, där en exciteringspuls genereras av en enhet som placeras på havsbotten bredvid CPT-konen. Detta skapar en rörelse och överför den i havsbotten för ytterligare datainsamling. Det finns olika konstruktioner, varav en består av en rammonterad, cylinderkapslad, fjäderbelastad vikt som, när den släpps, accelereras mot en ändkapsel. Detta skapar en stötpuls. Pulsen överförs sedan strukturellt genom ramen till havsbotten. Ljudkällan i denna åtgärd består av ljudet från själva stöten samt från vibrationen av ramen.

Det har inte varit möjligt att erhålla mätningar av undervattensljud för denna typ av utrustning, och enligt GEO (ett av företagen som tillhandahåller sådana tjänster) har inga ljudmätningar ännu genomförts. I en miljöbedömningsrapport från Massachusetts (BOEM, 2012) karakteriseras ljudkällorna från CPT-undersökningar som de från undersökningsfartyget, vilket tyder på att CPT i sig inte är en betydande ljudkälla.

För den seismiska källa som används i seismiska CPT-tester anses ljudutsläpp ha två potentiella källor. Dels stöten från vikten mot ändkapseln, dels vibrationen från ramen. Stöten från vikten mot ändkapseln sker inuti en sluten metallcylinder och bedöms därför vara effektivt dämpad och försumbar i förhållande till eventuell påverkan på marina däggdjur. Medan vibrationen från ramen sker i direkt kontakt med vattnet och förväntas inte resultera i ett betydande ljudutsläpp, utan snarare en låg amplitud av "ringande" effekt. Det förväntas inte orsaka någon negativ påverkan på marina däggdjur på något avstånd.

Baserat på ovanstående anses CPT som en allmän undersökningsmetod vara utan negativ akustisk påverkan på marina däggdjur och fiskar, och de akustiska påverkansområdena anses försumbara.

7.1.3 Borrning

Det finns få mätningar av undervattensljud från borrhingsaktiviteter (Erbe & McPherson, 2017), men studier där undervattensljud från geotekniska borrhingsaktiviteter har mätts visar att ljudet är begränsat till det lågfrekventa området. Rapporterade källnivåer ligger mellan $SL = 142 - 145 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa @ } 1\text{m}$, med primärt frekvensinnehåll mellan 30 Hz – 2 kHz (Erbe & McPherson, 2017), se frekvensspektrum som mätts i Figur 7.1

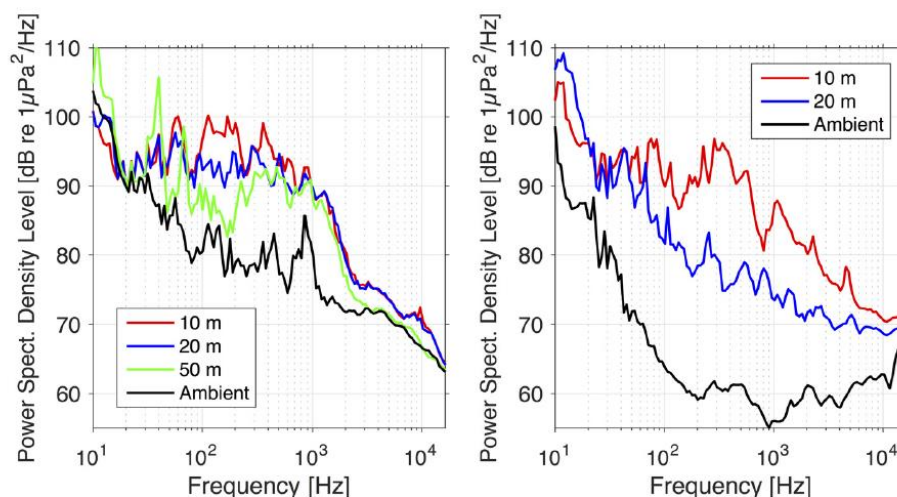


Fig. 2. (Color online) Power spectral density levels of drilling received at various ranges from the drill string at Geraldton (left) and James Price Point (right), compared to ambient noise at both sites—averaged over 10 min.

Figur 7.1. Frekvensspektrum från mätningar av undervattensljud från borrning (Erbe & McPherson 2017).

För att förstå det potentiella utsläppet av undervattensljud i måttenheter som är relevanta för de marina däggdjur som är av intresse, filterades frekvensspektrumet som visas i Figur 7.1 med PCW-viktningsskurvan (NMFS, 2018) (Southall, et al., 2019). De viktade ljudnivåerna bör mer exakt återspegla vad sälarna hör. Med en oviktad källnivå på $SPL_{RMS} = 145 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa @ } 1\text{m}$ bedömdes den motsvarande PCW-viktade källnivån vara $SPL_{RMS(PCW)} \sim 140 \text{ dB re. } 1 \mu\text{Pa @ } 1\text{m}$.

Borrning anses vara en kontinuerlig ljudkälla. Ingen varaktighet per borrhingsplats angavs, men konservativt har varaktigheten för en enskild borrhingsaktivitet antagits vara högst 12 timmar. Genom att utvärdera den potentiella påverkan av denna aktivitet mot de angivna tröskelvärdena för kontinuerliga ljudkällor beräknas påverkansområden (Tabell 7.2)

Tabell 7.2. Påverkansavstånd för borrhingsaktivitet, bedömning baserad på litteratur.

| Hörselgrupp | Påverkansavstånd (m från aktivitet) | |
|---------------------------------------|-------------------------------------|--------|
| | $L_{E,cum,24h,PCW}$ | |
| | TTS | PTS |
| Öronlösa sälar i vatten (PCW) - sälar | < 25 m | < 25 m |

7.2 Källmodell

Enligt avsnitt 7.1 föreslås modellering av ljudspridning för aktiviteter som involverar Innomar-utrustning, medan påverkansområden för CPT och borrhingsaktiviteter bedömdes baserat på litteratur.

Väldigt få mätningar från Innomar-undersökningar som dokumenterar utsläpp av undervattensljud och/eller egenskaper i det horisontella planet från finns. I samband med nyliga seismiska undersökningar för den danska energiön i Nordsjön har en studie avseende källegenskaper genomförts (Pace et al 2021), som utför undervattensljudmätningar från en aktiv Innomar medium-100.

De miljömässiga förhållandena i Nordsjön, där mätningarna utfördes, skiljer sig dock kraftigt från dem i projektområdet när det gäller både batymetri, salthalt, temperatur och sedimentkomposition. Resultaten från Nordsjöstudien kan därför inte användas direkt.

NIRAS har tidigare skapat en kalibreringsmodell baserad på mätningarna i Nordsjön, där den faktiska miljön under mätningarna återskapades i dBSea. Därefter replikerades mätningarna genom att justera källegenskaperna. Genom kalibreringsmodellen härleddes en ekvivalent källmodell för Innomar medium-100. Även om det måste erkännas att denna metod anses vara en approximation av den faktiska källan, betraktas den som den bästa tillgängliga data.

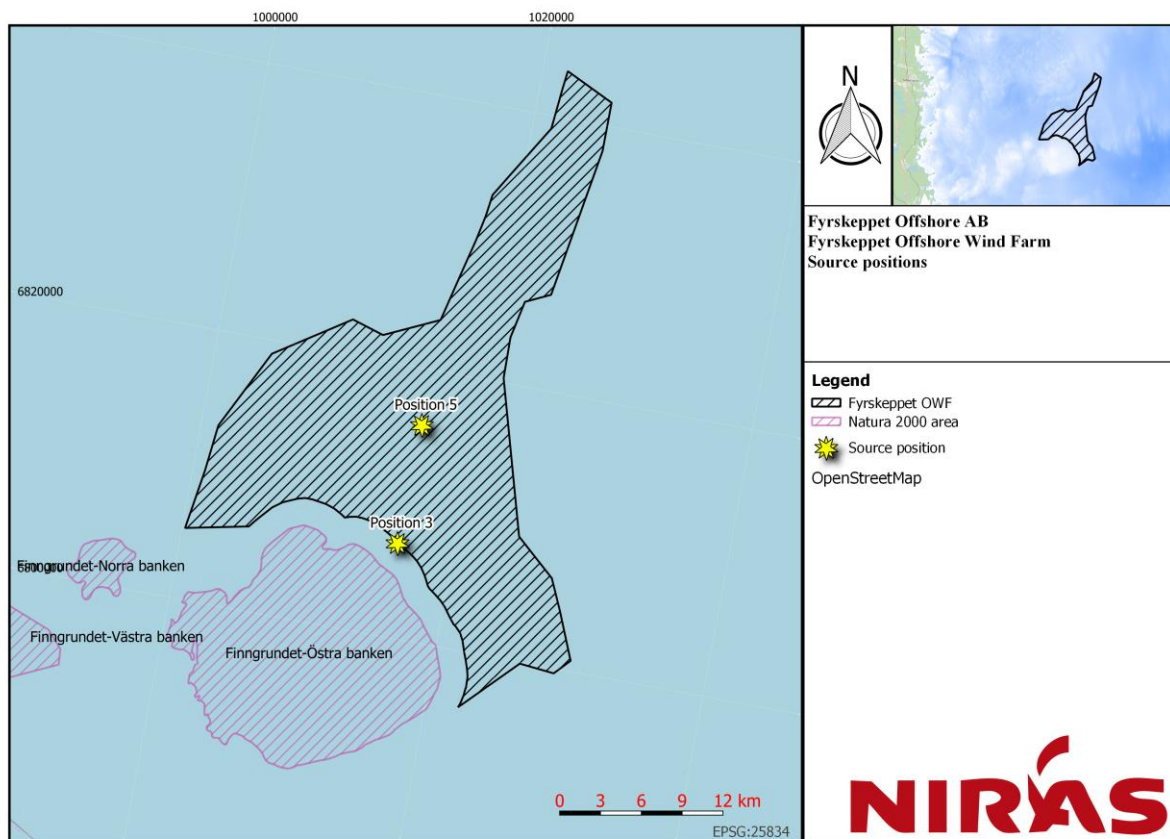
Den detaljerade ljudkällnivån (SL), artspecifik frekvensviktad för öronlösa sälar (PCW) inkluderades i dBSea-ljudspridningsmodellen. Ytterligare specifikationer om dBSea-källspridningsmodellen finns i Tabell 7.3.

Tabell 7.3. Tekniska specifikationer för källa och mottagare-beteende för undersökningsaktiviteter.

| Teknisk specifikation | | Notering |
|-----------------------------|-------------------------------------|---|
| Fartygshastighet | 0 knop för Innomar | |
| Varaktighet av undersökning | 24 h för Innomar | |
| Flyktbeteende | Inkluderat med 1,5 m/s simhastighet | Fleeing behaviour considered is "negative phonotaxy" (Tougaard, 2016) |
| Antal transekt | 36 (10° upplösning) | |
| Undersökningsfartygets rutt | Slutliga rutter ej bestämda. | |

7.2.1 Källposition

Ingen specifik undersökningsposition tillhandahålls eftersom undersökningen ännu inte är planerad. Två representativa positioner valdes därför ut som exempel. Positionerna valdes ut av NIRAS baserat på miljöparametrar för projektområdet. Positionerna visas i Figur 7.2.



Figur 7.2. Källpositioner som användes för ljudspridningsmodellering av Innomar.

7.3 Ljudspridningsresultat

Ljudspridningsmodellering som använder tillvägagångssättet och inputs som beskrivs i detta avsnitt gjordes för två källpositioner för SBP utrustningstyp. Avståndsresultaten för relevanta tröskelvärden listas i Tabell 7.4.

Tabell 7.4. Avstånd till tröskelvärde i meter för seismiska undersökningsaktiviteter för individuella utrustningstyper. Avstånd för PTS och TTS visar på vilket avstånd från undersökningsfartyget (SBP) ett marint däggdjur måste som minst vara på vid igångsättning av full undersökningsaktivitet för att undersöka respektive påverkan (impulsivt).

| Hörselgrupp | Position | Påverkansavstånd (m från aktivitet) | |
|---------------------------------------|----------|-------------------------------------|--------|
| | | $L_{E,cum,24h,PCW}$ | |
| | | TTS | PTS |
| Öronlösa sälar i vatten (PCW) - sälar | 3 | < 25 m | < 25 m |
| | 5 | < 25 m | < 25 m |

Påverkansavstånd för PTS- och TTS-kriterier indikerar på vilket minsta avstånd, i meter, från undersökningsfartyget ett marint däggdjur måste befinna sig vid starten av fullständiga undersökningsaktiviteter för att undvika de angivna effekterna. Resultaten kan användas för att definiera det minsta avståndet som ett marint däggdjur måste avskräckas till, relativt till undersökningsfartyget vid starten av fullständiga aktiviteter, för att undvika den respektive effekten.

7.4 Sammanfattande resultat

I följande avsnitt sammanfattas de resulterande påverkansavstånden för varje föreslagna aktivitet. För borring och CPT-aktivitet baserades de bedömda påverkansavstånden på litteratur, medan påverkansavstånden för

Innomar (SBP) grundar sig på numerisk ljudspridningsmodellering i dBSea. Påverkansavstånd för CPT kunde inte fastställas baserat på litteratur, varför dessa anges som "N/A". Det har dock, som tidigare beskrivits, bedömts att påverkansavstånden skulle vara mindre än från undersökningsfartyget.

Tabell 7.5. Avstånd till tröskelvärde i meter för undersökningsaktiviteter för individuella utrustningstyper. Avstånd för PTS och TTS visar på vilket avstånd, från undersökningsfartyget (SBP), CPT eller borrhingsaktivitet som ett marint däggdjur som minst måste vara på vid igångsättning av full undersökningsaktivitet för att undvika respektive påverkan.

| Geoteknisk/geofysisk undersökningstyp | Position | Påverkansavstånd (m från aktivitet) | |
|---------------------------------------|------------|-------------------------------------|--------|
| | | $L_{E,cum,24h,PCW}$ | |
| | | TTS | PTS |
| Innomar Medium 100 (SBP) | 3 | < 25 m | < 25 m |
| | 5 | < 25 m | < 25 m |
| Borring | Litteratur | < 25 m | < 25 m |
| Tryckspetssondering (CPT) | Litteratur | N/A* | N/A* |

*: det var inte möjligt att bestämma påverkansavstånd, men påverkansavstånd bedöms som mindre än från undersökningsfartyget.

7.5 Osäkerheter

Ljudspridningsmodelleringen genomfördes med bästa tillgängliga kunskap, men vissa begränsningar och osäkerheter i metoden bör beaktas.

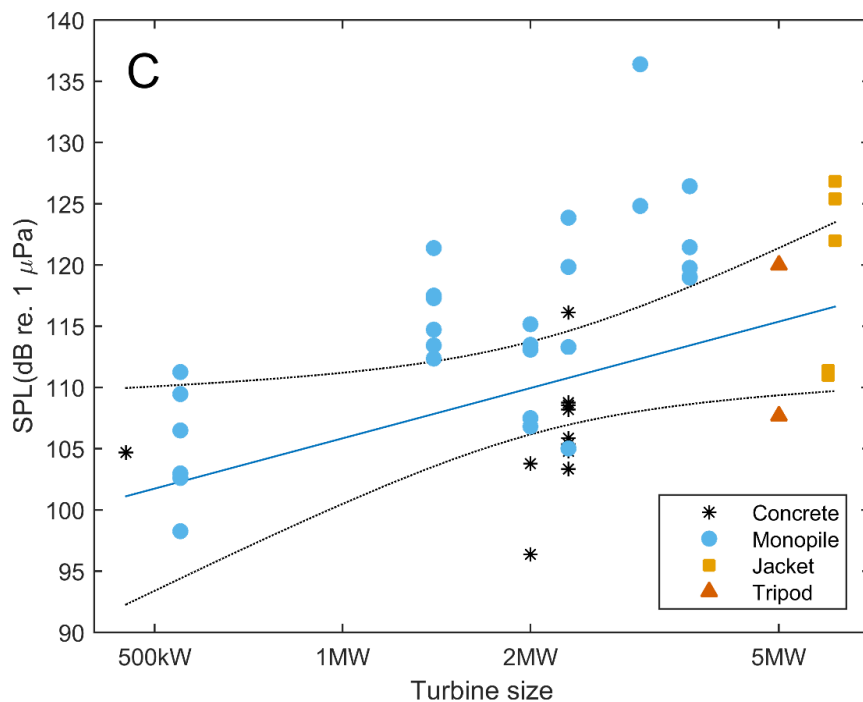
Borring och CPT baseras påverkansavståndet på litteratur. Påverkansavstånden för borring är mycket korta (upp till 25 meter), och en överskattning är därför inte av någon oro. För CPT var det inte möjligt att fastställa ett påverkansavstånd, men den anses vara mindre än från undersökningsfartyget.

För Innomar Medium 100 baseras källmodellen på mätningar i Nordsjön och därmed NIRAS interna kalibreringsmodell. Osäkerheter i denna källmodell bedöms vara att den är konservativ i naturen, och eventuella avvikelser från modellen förväntas vara kortare än förutsagda påverkansavstånd.

Som tidigare nämnts valdes källdata baserat på tidigare erfarenhet från liknande studier och litteratur, med utgångspunkt i de mest sannolika utrustningstyperna. Om de faktiska utrustningsmodellerna för aktiviteterna skiljer sig från de antagna i denna modellering kan påverkansavstånden påverkas.

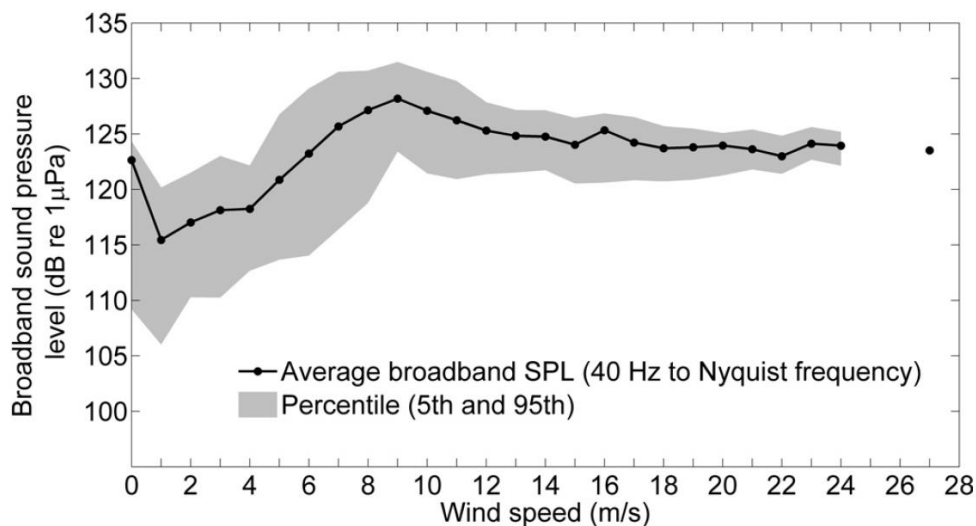
8. Undervattensljud under driftfasen

Undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk kommer främst från två källor: mekaniska vibrationer i nacellen (till exempel växellådan), som överförs genom tornet och strålar ut i det omgivande vattnet, samt undervattensstrålningssljud från servicebåtar i vindkraftparken. Det finns relativt få bra mätningar av undervattensljud från driftsatta havsbaserade vindkraftverk. I en översikt av Tougaard (2020) analyserades individuella mätningar från många olika turbinmodeller och storlekar, vid olika vindhastigheter och avstånd från fundamentet. Alla mätningar visar att ljudnivåerna som strålar från turbinfundament är relativt låga, men med en ökande trend med ökande turbinstorlek (Figur 8.1). Det är troligt att det finns skillnader mellan ljudnivåer från olika typer av fundament och mellan turbin-teknologier (direkt drivenhet kontra växellåda), men den begränsade data tillåter inte att sådana skillnader löses.



Figur 8.1. Sambandet mellan uppmätt bredbandad ljud och turbinstorlek sammansatt från tillgänglig litteratur. Mätningar har normaliserats till ett avstånd på 100 meter från turbinfundamenten och en vindhastighet på 10 m/s (Tougaard et al 2020).

Det finns ett starkt samband mellan vindhastigheter och utstrålade ljudnivåer (Figur 8.2). Vid låga vindhastigheter, under cut-in, uppkommer inget ljud från turbinerna. Ovanför cut-in, uppkommer det en tydlig ökning av ljudnivåer med ökade vindhastigheter, tills att ljudet toppar när normal kapacitet nås i output från turbinen. Ovanför denna punkt är det ingen fortsatt ökning med ökande vindhastigheter, och möjligtvis även en liten minskning.

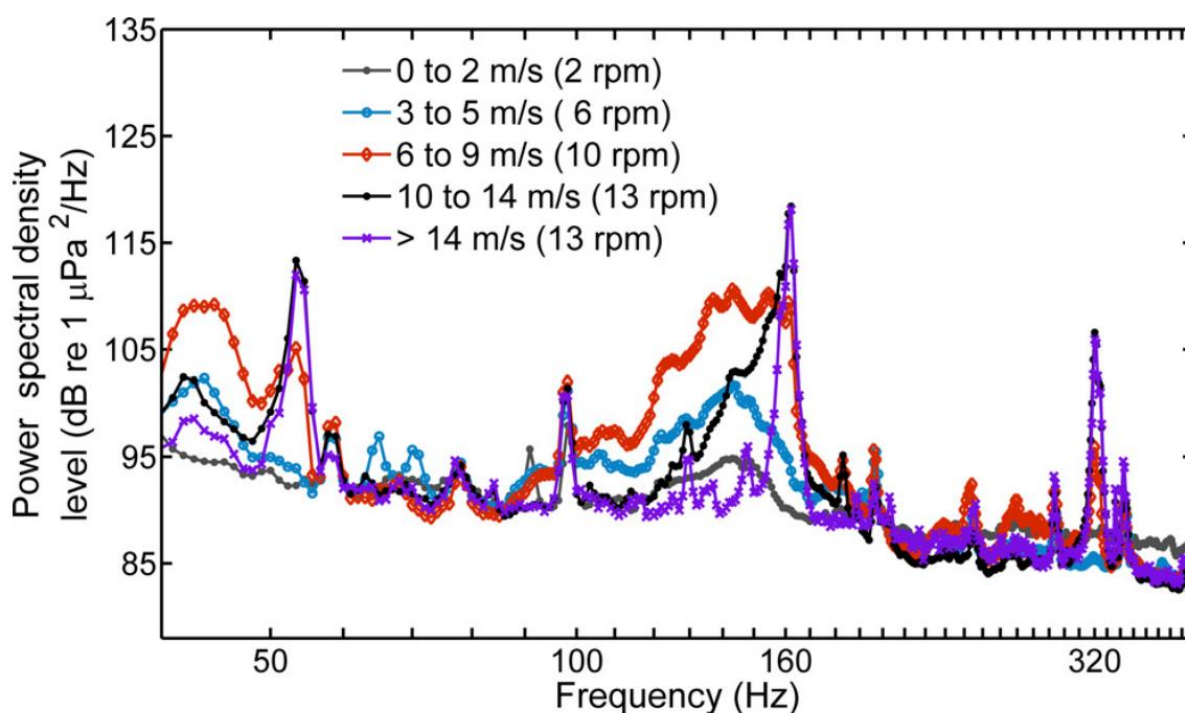


Figur 8.2. Sambandet mellan vindhastighet och bredbandad ljudnivå, uppmätt 50 meter från turbinen (3,6 MW Siemens turbin på Sheringham Shoal). Maximal produktion av turbinen nås omkring 10 m/s, ovan är produktionen konstant. Figur från (Pangerc et al 2016).

Alla mätvärden av turbinljud visar att ljudet endast är lågfrekvent, under ett par kHz och med en toppenergi i låga hundratal Hz. Ett spektrum av typiska medelstora turbiner visas i Figur 8.3, där tydliga toppar är synliga i spektrumet vid 160 Hz och 320 Hz, 10 Hz band. Omgivande ljudspektrum fanns inte tillgängligt för det aktuella projektet. Dock kunde mätningarna användas för att jämföra det teoretiska turbinljudet till omgivningsljudet för att få fram vid vilka distanser som turbinljudet är dominant över andra källor som fartygsljud.

Trots de inneboende osäkerheterna med avseende på typ och storlek av turbiner som ska användas i det framtida Fyrskippet-projektet, är det troligt att turbinljudet kommer att vara jämförbart med det som har mätts från andra turbiner. Det finns ett storleksberoende, där källnivån ökar med en faktor av 14 dB per faktor 10 i turbinens nominella kapacitet (Tougaard et al., 2020), och turbinerna för Fyrskippet förväntas vara större än den största turbin från vilken mätningar finns tillgängliga (6,15 MW). Om mätningsdata blir tillgänglig för större turbinstorlekar rekommenderas att omvärdera om detta antagande fortfarande gäller. En ytterligare osäkerhetskälla i modelleringen är turbinens typ. Alla utom en av de turbiner från vilka mätningar finns tillgängliga är typer med växellåda, en huvudkälla till det strålande ljudet. Endast en mätning finns tillgänglig för en turbin med direkt drivning; Haliade 150, 6 MW (Elliott et al., 2019), vilket är en typ som alltmer installeras i nya projekt. Den begränsade datan tyder på att ljudnivåerna från den direkt drivna turbinen är mer bredbandad till sin natur än från typer med växellåda.

Inom det område där ljudet från turbinerna överstiger det omgivande ljudet är det troligt att turbinljudet är hörbart för sälar och möjligen även fiskar (Madsen et al., 2006).



Figur 8.3. Exempel på frekvensspektra från en medelstor turbin (3,6 MW, Gunfleet Sands) vid olika vindhastigheter. Nivåerna är givna i 10 Hz intervall. Mätningar inhämtades omkring 50 meter från turbinerna. Mätningar från (Pangerc et al 2016).

8.1 Ljud från servicebåtar

Förutom ljudet från själva turbinerna är servicebåtarna inom vindkraftsparker troligtvis en betydande källa till undervattensljud under driftfasen av vindkraftsparken. Dock har nivåerna och tidsstatistiken för denna ljudkälla

ännu inte kvantifierats tillräckligt eller beskrivits. Det är väl känt att tumlare reagerar negativt på båtjud, särskilt den del av ljudet som ligger över 2 kHz (Dyndo et al., 2015) (Wisniewska et al., 2018). Å andra sidan har det också dokumenterats att tumlare kontinuerligt befinner sig runt aktiva och bullriga olje- och gasproduktionsplattformar (Clausen et al., 2021) (Todd et al., 2009). Utan dedikerade studier är det därför inte möjligt att kvantifiera servicebåtarnas bidrag till ljudet i vindkraftparken och ljudets roll i störningen av marina däggdjur.

9. Referenser

- Adegbulugbe, O., Jung, S. & Kampmann, R., 2019. *Task 1 Report: Literature Review of Pile Driving System, Evaluation of Glass Fiber Reinforced Polymer (GFRP) Spirals in Corrosion Resistant Concrete Piles*, s.l.: Florida Department of Transportation.
- Andersson, M. et al., 2016. *A framework for regulaing underwater noise during pile driving*. s.l.:A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.
- Arons, A. B., 1954. "Underwater explosion shock wave parameters at large distances from the charge,". *J. Acoust. Soc. Am.* 26, pp. 343-346.
- Bellmann, M. A. et al., 2020. *Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values*, Oldenburg, Germany: August, ITAP.
- BOEM, 2012. *Commercial Wind Lease Issuance and Site Assessment Activities on the Atlantic Outer Continental Shelf Offshore Massachusetts, Environmental Assessment.*, Bureau of Ocean Energy Management (BOEM) Office of Renewable Energy Programs: Published by U.S. Department of the Interior.
- Clausen, K. T. et al., 2021. *Echolocation activity of harbour porpoises, Phocoena phocoena, shows seasonal artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms.*, s.l.: Ecological Solutions and Evidence 2..
- Diederichs, A. et al., 2014. *Entwicklung und Erprobung des Großen Blasenschleiers zur Minderung der Hydroschallemissionen bei Offshore-Rammarbeiten*. P. 240. *BioConsult*. s.l.:s.n.
- Dyndo, M., Wiśniewska, D. M., Rojano-Doñate, L. & Madsen, P. T., 2015. *Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise*. , s.l.: Scientific Reports 5:11083..
- Elliott, J. et al., 2019. *Field Observations during Wind Turbine Operations at the Block Island Wind Farm, Rhode Island. Final Report to the U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs.*, s.l.: OCS Study BOEM 2019-028. Hdr 281 pp..
- EMODnet, 2021. [Online]
Available at: <https://www.emodnet-bathymetry.eu/data-products>
[Accessed 2021].
- EMODnet, 2022. *EMODnet bathymetry portal*. [Online]
Available at: <https://portal.emodnet-bathymetry.eu/>
[Accessed December 2020].
- Energistyrelsen, 2022. *Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles*. s.l.:s.n.
- Erbe, C., 2011. *Underwater Acoustics: Noise and the Effects on Marine Mammals*. s.l.:jasco.
- Erbe, C. & McPherson, C., 2017. *Underwater noise from geotechnical drilling and standard penetration testing*. s.l.:The Journal of the Acoustical Society of America 142(EL281).

Hamilton, E., 1980. Geoacoustic modeling of the sea floor. *J. Acoust. Soc. Am.*, Vol. 68, No. 5, November, pp. 1313 - 1340, doi: 10.1121/1.385100.

Jacobsen, F. & Juhl, P. M., 2013. FUGA. In: *Fundamentals of General Linear Acoustics*. s.l.:Wiley, p. 285.

Jensen, F. B., Kuperman, W. A., Porter, M. B. & Schmidt, H., 2011. *Computational Ocean Acoustics, 2nd edition*. s.l.:Springer.

Koschinski S et al., L. K., 2013. *Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction*, Nehnten and Hamburg, Germany, 6 February 2013: Federal Agency for Nature Conservation (Bundesamt für Naturschutz, BfN).

Locarnini, R. A. et al., 2023. *World Ocean Atlas 2023, Volume 1: Temperature*, s.l.: Technical Ed. NOAA Atlas NESDIS.

Madsen, P. T. et al., 2006. *Wind turbine underwater noise and marine mammals: Implications of current knowledge and data needs.*, s.l.: Marine Ecology Progress Series 309:279-295..

Martin, B., Morris, C. & O'Neill, C., 2019. *Sound exposure level as a metric for analyzing and managing underwater*. s.l.:s.n.

NMFS, 2018. *revision to technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing: Underwater acoustic thresholds for onset of permanent and temporary threshold shifts (83 FR 28824)*., Washington, DC: National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce.: National Marine Fisheries Service.

NOAA, 2018. *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0)*, NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, Silver Spring, MD 20910, USA: April, National Marine Fisheries Service.

NOAA, 2019. *WORLD OCEAN ATLAS 2018 (WOA18)*. [Online].

Pace, F., Robinson, C., Lumsden, C. & Martin, S., 2021. *Underwater Sound Sources Characterisation Study: Energy Island, Denmark, Document 02539, Version 2.1*, s.l.: Technical report by JASCO Applied Sciences for Fugro Netherlands Marine B.V..

Pangerc, T. et al., 2016. *Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine.*, s.l.: Journal of the Acoustical Society of America 140:2913–2922.

Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-accredited standards committee S3 s–1C1 and registered with ANSI*. New York: Springer.

Porter, M., 2011. *The BELLHOP Manual and User's Guide: PRELIMINARY DRAFT*. s.l.:Heat, Light and Sound Research Inc. La Jolla, CA, USA.

Reagan, J. R. et al., 2023. *World Ocean Atlas 2023, Volume 2: Salinity.*, s.l.: Technical Ed. NOAA Atlas NESDIS.

Soloway, A. G. & Dahl, P., 2014. Peak sound pressure and sound exposure level from underwater explosions in shallow water.. *The Journal of the Acoustical Society of America* 136 3, p. EL218.

Southall, B. et al., 2019. *Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects*. s.l.:Aquatic Mammals, 45(2), 125-323.

Southall, B. L. et al., 2019. Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. *Aquatic Mammals* 45(2), pp. 125-232, DOI 10.1578/AM.45.2.2019.125.

Thiele, R., 2002. *Propagation loss values for the North Sea. Handout Fachgespräch: Offshore-Windmillssound emissions and marine mammals., 15.01.2002. pp., s.l.: s.n.*

Todd, V. L. G. et al., 2009. *Diel echolocation activity of harbour porpoises (Phocoena phocoena) around North Sea offshore gas installations.* , s.l.: ICES Journal of Marine Science 66:734-745..

Tougaard, J., 2016. *Input to revision of guidelines regarding underwater noise from oil and gas activities - effects on marine mammals and mitigation measures., s.l.: Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 52 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 202.*

Tougaard, J., 2016. *Input to revision of guidelines regarding underwater noise from oil and gas activities - effects on marine mammals and mitigation measures., s.l.: Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 52 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 202.*

Tougaard, J., 2021. *Thresholds for behavioural responses to noise in marine mammals. Background note to revision of guidelines from the Danish Energy., Aarhus: Aarhus University DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 32 pp. Technical Report No. 225 <http://dce2.au.dk/pub/TR225.pdf>.*

Tougaard, J. & Beedholm, K., 2018. *Practical implementation of auditory time and frequency weighting in marine bioacoustics.* s.l.:Department of Bioscience, Aarhus University, Denmark.

Tougaard, J., Hermanssen, L. & Madsen, P. T., 2020. *How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines?* , s.l.: J Acoust Soc Am 148:2885..

Tsouvalas, A., 2020. *Underwater Noise Emission Due to Offshore Pile.* s.l.:s.n.

Verfuß, T., 2014. *Noise mitigation systems and low-noise installation technologies..* ISBN: 978-3-658-02461-1: 10.1007/978-3-658-02462-8_16..

Wang, L. et al., 2014. *Review of Underwater Acoustic Propagation Models.* s.l.:s.n.

Wisniewska, D. M. et al., 2018. *High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (Phocoena phocoena).* , s.l.: Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 285.

Appendix 1

Detailed source levels in 1/3 octave bands

Tabell 9.1. Öviktade källnivåer i 1/3 oktavband, för öviktat och oreducerat 15 meter i diameter monopiles. Notera att en 5 dB ökning har adderats till 32 kHz-bandet för att kompensera för begränsningen på frekvensspannet.

| Frekvens [Hz] | ESL [dB] |
|---------------|----------|
| 31.5 | 209.1 |
| 40 | 213.2 |
| 50 | 216.2 |
| 63 | 217.1 |
| 80 | 218.3 |
| 100 | 222.1 |
| 125 | 221.2 |
| 160 | 220.4 |
| 200 | 216.6 |
| 250 | 213.6 |
| 315 | 208.1 |
| 400 | 206.1 |
| 500 | 203.3 |
| 630 | 197.7 |
| 800 | 197.6 |
| 1k | 196.3 |
| 1.2k | 194.6 |
| 1.6k | 193.3 |
| 2k | 192 |
| 2.5k | 190 |
| 3.2k | 186.1 |
| 4k | 186.1 |
| 5k | 184.2 |
| 6.3k | 182.5 |
| 8k | 180.5 |
| 10k | 178.7 |
| 12.5k | 177.1 |
| 16k | 175.8 |
| 20k | 174.7 |
| 25k | 174.1 |
| 32k | 179.2 |

Tabell 9.2. Oviktade källnivåer i 1/3 oktavband, för oreducerat och oviktat fackverksfundament med 5,5 meter pin piles. Notera att en 5 dB ökning har adderats till 32 kHz-bandet för att kompensera för begränsningen på frekvensspannet.

| Frekvens [Hz] | ESL [dB] |
|---------------|----------|
| 31.5 | 209.1 |
| 40 | 213.2 |
| 50 | 216.2 |
| 63 | 217.1 |
| 80 | 218.3 |
| 100 | 222.1 |
| 125 | 221.2 |
| 160 | 220.4 |
| 200 | 216.6 |
| 250 | 213.6 |
| 315 | 208.1 |
| 400 | 206.1 |
| 500 | 203.3 |
| 630 | 197.7 |
| 800 | 197.6 |
| 1k | 196.3 |
| 1.2k | 194.6 |
| 1.6k | 193.3 |
| 2k | 192 |
| 2.5k | 190 |
| 3.2k | 186.1 |
| 4k | 186.1 |
| 5k | 184.2 |
| 6.3k | 182.5 |
| 8k | 180.5 |
| 10k | 178.7 |
| 12.5k | 177.1 |
| 16k | 175.8 |
| 20k | 174.7 |
| 25k | 174.1 |
| 32k | 179.2 |