Liite 7

Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi, kalat ja merinisäkkäät

OSA 1: Yhteenveto ja raportti suomeksi

OSA 2: Tekninen raportti englanniksi

Laineen merituulivoimapuisto

Yhteenveto - Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi - kalat ja merinisäkkäät

OX2 Finland

Päivämäärä: 3. lokakuuta 2023

Sisällys

1. Johdanto ... 3

2. Vedenalaisen melun mallintaminen ... 3

2.1. Menetelmät ... 4

2.2. Tulokset ... 6

2.3. Mallin epävarmuudet ... 9

3. Lähtötason kuvaus ... 9

3.1. Kalat ... 9

3.2. Merinisäkkäät ... 10

4. Vaikutustenarviointi ... 13

4.1. Vaikutustenarviointimenetelmät ... 13

4.2. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana – Paalutus ... 14

4.3. Vaikutustenarviointi – Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu ... 16

4.4. Vaikutustenarviointi – Tuulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu ... 18

4.5. Kumulatiiviset vaikutukset ... 19

5. Viittaukset ... 20

© Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään. Tätä asiakirjaa, sen liitteitä tai mitään osaa niistä ei saa kopioida, jäljentää, julkaista, levittää tai muokata miltään osin ilman Laine Offshore Wind Oy:n kirjallista lupaa.

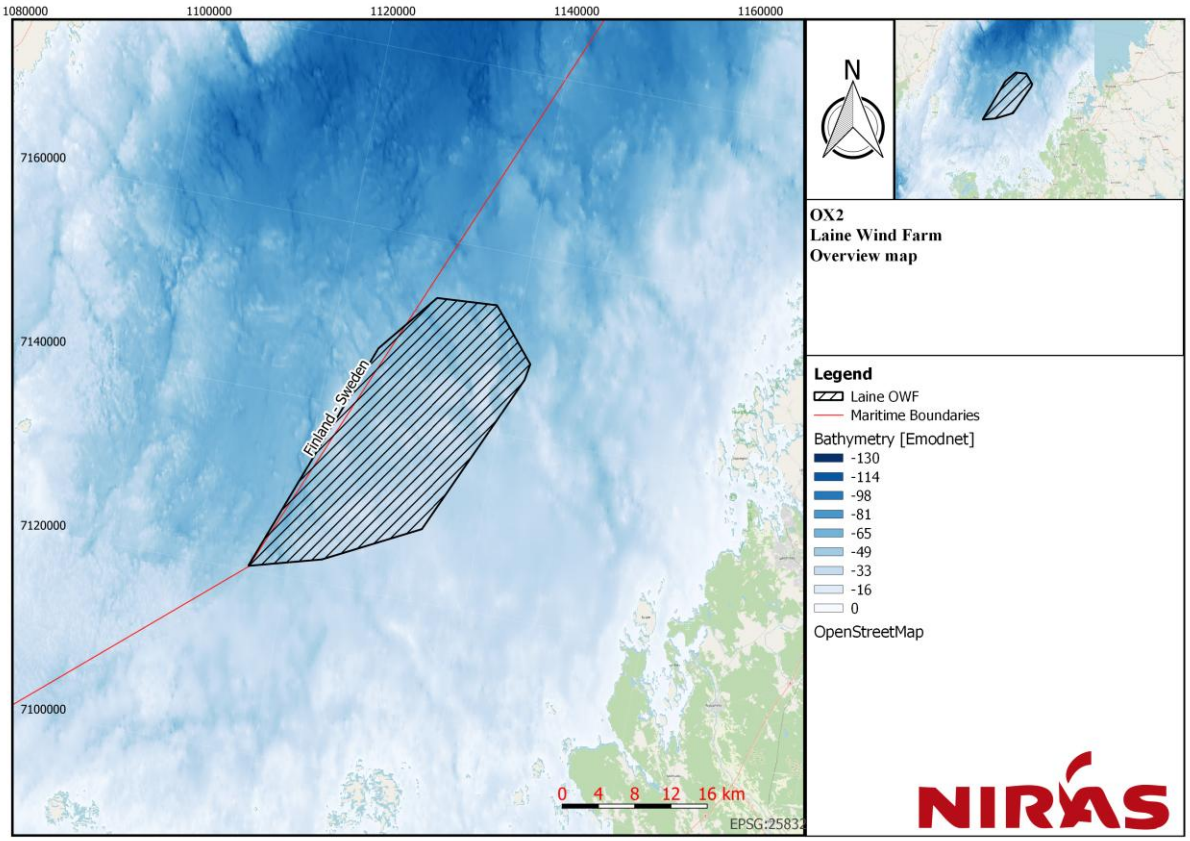
Vers. nro	Päivämäärä	Kuvaus	Laatija:	Vahvistaja:	Hyväksyjä:
1	3. lokakuuta 2023	Ensimmäinen luonnos	TEHE	MAWI	MAM

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

1. Johdanto

OX2 AB suunnittelee Laineen merituulivoimapuistoa Pohjanlahdelle Suomen talousvyöhykkeelle (Kuva 1.1). Tässä raportissa tiivistetään keskeiset osat arvioinnista rakennus- ja käyttövaiheen vedenalaisen melun vaikutuksista kaloihin ja merinisäkkäisiin.

Laineen merituulivoimapuisto sijaitsee Pohjanlahdella Suomen talousvyöhykkeellä, noin 30 km Pietarsaaresta länteen ja 25 km päähän rannikosta (ks. Kuva 1.1). Hanlealueen pinta-ala on noin 451 km^2. Hankkeessa asennetaan enintään 150 tuulivoimalaa, joiden kapasiteetti on 15–25 MW voimalaa kohden. Perustusten tyyppejä ei ole vielä päätetty. Vaihtoehtona on käyttää joko yksin tai yhdistelmänä halkaisijaltaan enintään 18-metrisiä paaluperustuksia, 3- tai 4-jalkaisia ristikkorakenteisia perustuksia, joissa käytetään enintään 8 metrin pienpaaluja, tai vaihtoehtoisia perustuksia, kuten kelluvia, tai painovoimaperustuksia. -



Kuva 1.1: Yleiskuva Laineen merituulivoimapuistosta (musta) ja sitä ympäröivästä alueesta.

2. Vedenalaisen melun mallintaminen

Rakentamisen aikana merkittävin ympäristövaikutus kaloille ja merinisäkkäille on asennustoiminnasta (esim. paalutus) ja laivaliikenteestä aiheutuva vedenalainen melu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Merieläimille häiritsevin vaikutus on todennäköisesti paalutuksella. Se voi aiheuttaa viestintäsignaalien peittymistä, välttämisreaktioita, tilapäistä (TTS) ja pysyvää (PTS) kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisen vaurion muuhun kuin kuulokudokseen (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Lisäksi paalutusmelu voi aiheuttaa tilapäistä elinympäristökatoa, kun merinisäkkäät ja kalat siirtyvät muualle.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

2.1. Menetelmät

Taulukko 2.1 sisältää ohjeistuksia kalalajien tilapäiseen kuulonalenemaan liittyen. Taulukossa turska edustaa kaloja, joilla ei ole suoraa kytkentää uimarakon ja sisäkorvan välillä, kuten lohta, kuoretta ja siikaa, joita kaikkia esiintyy hankealueella. Taulukossa on raja-arvot myös kalojen, mädin ja toukkien kuolleisuuteen vaikuttaville kudosvaurioille ja kuulonalenemalle. Kalalajit, joilla ei ole uimarakkoa, pääasiassa pohjakalalajit, ovat paljon vähemmän meluherkkiä, ja voidaan odottaa, että pohjakalojen todelliset sietokynnykset ovat pelagisia kaloja korkeammat. Koska tiedot raja-arvoista ovat kuitenkin hyvin rajalliset, tässä analyysissä käytetään vähiten sietävien kalalajien kynnysarvoja kaikille lajeille, myös pohjakalalajeille.

Taulukko 2.1: Painottamattomat raja-arvot kaloille (Andersson, et al., 2016), (Popper, et al., 2014).

Laji	Uintinopeus [m/s]	Lajikohtaiset painottamattomat raja-arvot (impulssimelu)	
		$L_{E,cum,24h,painottamaton}$	
		TTS [dB]	Vamma [dB]
Paikallaan pysyvät kalat*	0	186	204
Nuori turska	0,38	186	204
Aikuinen turska	0,9	186	204
Silli	1,04	186	204
Toukat ja mäti	-	-	207

*Kalat, jotka eivät pakene meluvaikutusta

Uusimman tieteellisen kirjallisuuden perusteella suositellaan, että $L_{E,cum,24h}$- ja -taajuuspainotusta käytetään arvioitaessa TTS:ää ja PTS:ää hylje-eläimillä (katso Taulukko 2.2). Paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttäytymisestä ja vaikutusalueista ei ole saatavilla määrällistä tietoa, ja muutamat olemassa olevat tutkimukset osoittavat eri suuntiin. Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset, vaikka tämä on todennäköisesti konservatiivinen lähestymistapa. Pyöriäisten käyttäytymisraja-arvoa (103 dB $L_{p,125ms}$VHF-painotettuna) käytetään siis myös hylkeille (katso Taulukko 2.2).

Taulukko 2.2: Lajikohtaiset painotetut raja-arvokriteerit hylkeille. Tämä on NOAA:n taulukon AE-1 tarkistettu versio (2018), *jossa korostetaan hankealueen tärkeitä lajeja,* (NOAA, 2018) *mukaan lukien käyttäytymisvaste. "xx" tarkoittaa painotustoimintoa.*

Laji	Lajikohtaiset painotetut raja-arvot (muu kuin impulssimelu)		Lajikohtaiset painotetut kynnysarvot (impulssimelu)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Käyttäytyminen [dB]
Hylje (PCW)	181	201	170	185	103

Muun kuin impulssimelun raja-arvoja sovelletaan jatkuvaan meluun (esim. laivan meluun), ja vaikka impulssimelun oletetaan muuttuvan jatkuvan melun kaltaiseksi kauempana lähteestä, tämän muutoksen ei odoteta tapahtuvan niillä etäisyyksillä, joilla pysyvää tai väliaikaista kuulonalenemaa voi mahdollisesti esiintyä näiden toimien vuoksi.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Impulssimelun lähteisiin, kuten paalutukseen, sovelletaan tiukempia kynnysarvoja, jotka on lueteltu kohdassa Taulukko 2.2, ja impulssimelukriteerien käyttö tarjoaa siis konservatiivisia vaikutusalueita. Muun kuin impulssimelun raja-arvoja ei käsitellä tarkemmin tässä raportissa.

2.1.1. Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimapuistoa rakennettaessa yleisimpiä perustusmalleja ovat teräksiset paaluperustukset tai ristikkorakenteiset perustukset, jotka koostuvat 3–4 pienpaalusta, koska ne on helppo asentaa mataliin tai keskisyviin vesiin. Suosituin tapa kiinnittää juntta- tai pienpaalut merenpohjaan on hydraulinen iskupaalutus (vasarointi), joka aiheuttaa voimakasta vedenalaista melutasoa, jolle on ominaista lyhytkestoinen ja jyrkkä energiatason nousu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006; Bellmann, et al., 2020)[1]. Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun voimakkuus riippuu muun muassa paalun halkaisijasta. Suurempi halkaisija aiheuttaa voimakkaampaa paalutusmelua (Bellmann, et al., 2020).

Paalutuksesta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutusten arvioimiseksi on tehty yksityiskohtainen vedenalaisen melun mallintaminen. DBSea 2.3.4: ssä luotiin 3D-akustinen malli, jossa hyödynnettiin yksityiskohtaista tietoa syvyyskartoituksesta, merenpohjan sedimenttikoostumuksesta, vesimassan suolapitoisuudesta, lämpötilasta ja äänen nopeusprofiileista sekä parhaaseen saatavilla olevaan tietoon perustuvaa lähdemallia.

Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu Tanskan energiaministeriön suosituksiin (Energistyrelsen, 2022) sekä National Marine Fisheries Servicen (NMFS) (2018) ja Southallin ym. suosituksiin. (2019). Vedenalaisessa melumallinnuksessa kumulatiivinen äänialtistustaso (sel_{cum}) mallinnetaan yhden paalun koko arvioidun paalutuksen aikana (oletuksena on, että päivässä asennetaan yksi paalu) ja etäisyydet, joilla PTS:ää ja TTS:ää esiintyy, arvioidaan varovaisesti.

Laskelmissa oletetaan, että käytetään pehmeää käynnistysmenettelyä. Paalutusprosessin alkaessa paalutusvedot suoritetaan pienellä energialla. Energia iskua kohti kasvaa sitten vähitellen, kunnes täysi energia on käytössä. Energiamäärän kasvaessa aiheutuva melu kasvaa hitaasti, jolloin merieläimet voivat siirtyä pois rakennusalueelta ennen kuin melu muuttuu niille fyysisesti haitalliseksi. Malli olettaa myös, että altistuneet eläimet pakenevat melua paalutuksen aikana.

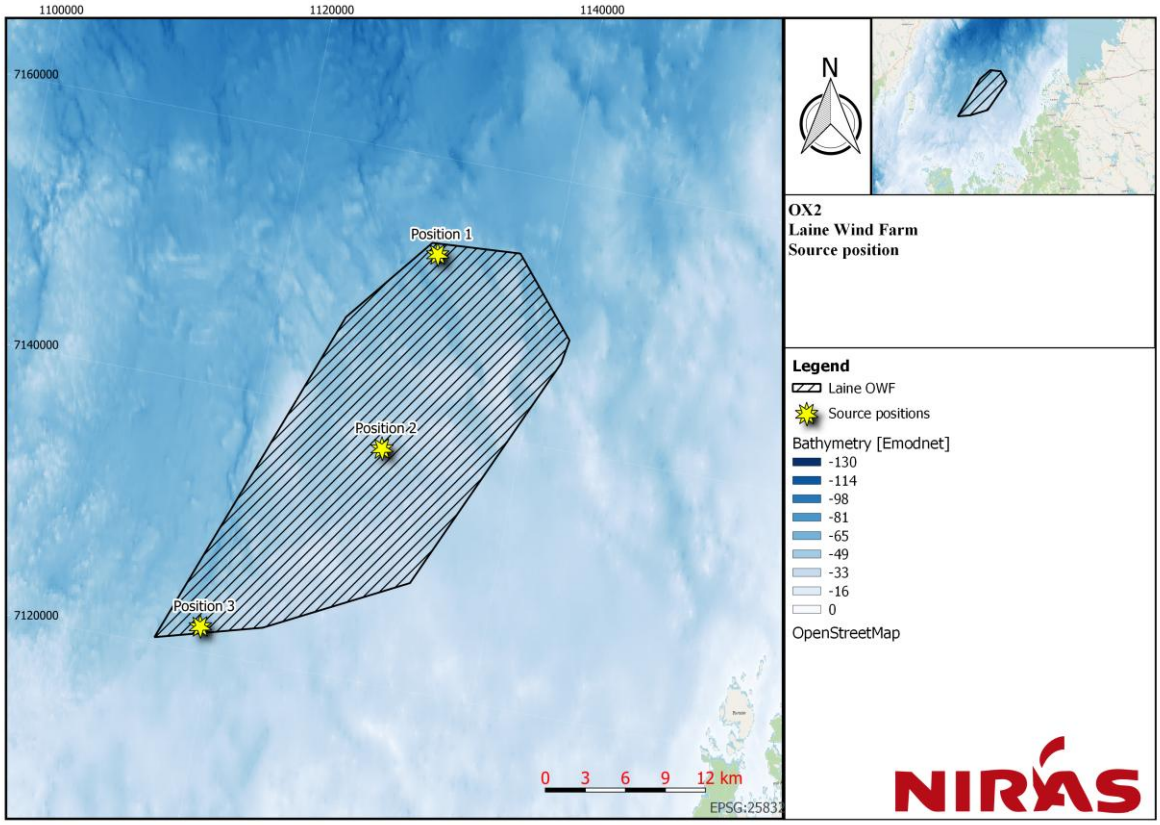
Vedenalainen melumallinnus on toteutettu kolmelle hankealueen sijainnille (katso Kuva 2.1). Valitut sijainnit ovat pahimpia mahdollisia sijainteja, joissa odotetaan suurinta vedenalaisen melun etenemistä. Mallinnus tehtiin toukokuulle, joka on asennuksen aikakehyksessä äänen etenemisen kannalta pahin mahdollinen ajankohta (kuukausi, jossa äänen eteneminen on suurinta).

Vedenalainen melupäästö laskettiin paaluperustukselle (halkaisija 18 m) sekä ankkuroidulle ristikkorakenteiselle perustukselle, jonka pienpaalujen koko on 4 x 8 metriä.

Asennusskenaariot perustuvat realistiseen konservatiiviseen asennusmenettelyyn suhteessa tarvittavaan vasaraenergiaan (6000 kJ), iskujen määrään (10 400) ja paalutuksen suorittamiseen tarvittavaan aikaan sekä realistiseen yleistettyyn pehmeään käynnistys-/voimistusvaiheeseen. Molempien perustustyyppien paaluasennusmenettely sisältää pehmeän käynnistyksen, (10 % vasaran maksimienergiasta), voimistusvaiheen (20 % - 100 %), ja konservatiivisen arvion asennuksen täystehovaiheesta 100 % vasaraenergialla.

[1] Hankealueen maalajista riippuen voi olla tarpeen suorittaa esiporaus ennen kuin paalu voidaan asentaa merenpohjaan. Tällöin odotusarvo on, että vedenalaista melua on merkittävästi vähemmän kuin ilman esiporausta tehtävässä paalutuksessa, erityisesti kumulatiivista vedenalaista melua (akustinen energia). On kuitenkin odotettavissa, että asennusjakso on pidempi, koska esiporaus aiheuttaa katkoja paalutustoimintaan.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.



Kuva 2.1: Äänen etenemismallinnukseen valitut lähdesijainnit (NIRAS, 2023).

Sekä paalu- että ristikkorakenteisille perustuksille laskettiin mukaan kaksinkertaisen suurkuplaverhon (Double Big Bubble Curtainin eli DBBC) lievennysvaikutus. Mallinnusta ilman meluntorjuntajärjestelmää ei otettu mukaan, koska paalutusta ilman meluntorjuntatoimenpiteitä ei pidetä mahdollisena skenaariona. On tärkeää korostaa, että vaikka vedenalaisessa melumallinnuksessa on sovellettu erityistä melunvaimennusjärjestelmää, asennusta ei ole pakko toteuttaa ehdotetulla melunvaimennusjärjestelmällä. Jos sovelletaan muuntyyppisiä lieventämisratkaisuja, niiden on oltava riittävän tehokkaita estämään mallinnettujen vaikutusetäisyyksien ylittyminen, koska tämän raportin vaikutustenarviointi perustuu mallinnettuihin vaikutusetäisyyksiin.

2.2. Tulokset

Mallinnuksen perusteella paaluasennus aiheuttaa kaloille pisimmät vaikutusalueet, ja kalojen arviointi perustuu paaluasennukseen. Kalojen vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 2.3.

Taulukko 2.3: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot kaloille, kun käytetään DBBC:tä 18 m:n junttapaalulle huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	**Etäisyyden suhde raja-arvoon**		
	Vamma (r_{vamma})		TTS (r_{TTS})
	Kalat	Toukat ja mäti	Kalat
1	<100–975 m	525 m	6,9–11,5 km
2	< 100–1100 m	650 m	9,4–17,9 km
3	<100–875 m	525 m	5,9–13,9 km

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

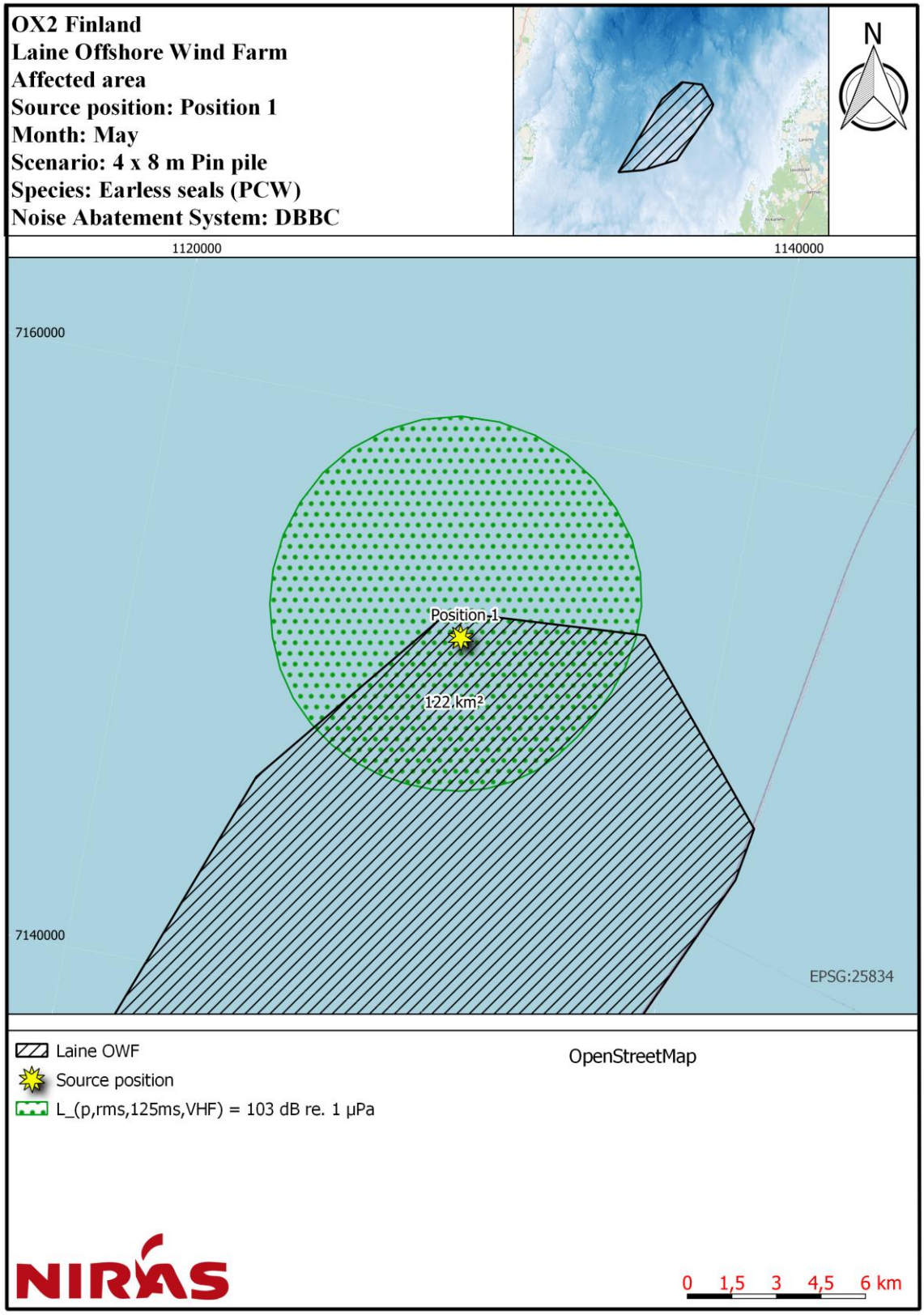
Mallinnuksen perusteella ristikkorakenteisen perustuksen asennus aiheuttaa hylkeille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava hylkeiden arviointi perustuu ristikkorakenteisen perustuksen asennukseen. Hylkeiden vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 2.4. Akustisessa mallinnuksessa oletetaan, että läheiset merinisäkkäät siirtyvät poispäin vedenalaisesta melusta paalutuksen aikana, ja uintinopeudeksi oletetaan 1,5 m/s, mikä on todennäköisesti molempien hyljelajien tapauksessa varovainen arvio.

Taulukko 2.4: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot hylkeille, kun käytetään DBBC NAS:ia ristikkorakenteisille perustuksille 4 x 8 m:n pienpaaluilla huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	**Etäisyyden suhde raja-arvoon**			
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Välttämis- ($r_{käytt.}$)	Vaikutusalue (välttämiskäyttäytyminen)
	Hylje	Hylje	Hylkeet	Hylkeet
1	<100 m	<200 m	7,45 km	122 km^2
2	<100 m	<200 m	6,05 km	82 km^2
3	<100 m	<200 m	6,05 km	63 km^2

Mallinnetut pahimman tapauksen vaikutusalueet hylkeiden käyttäytymisen välttämisreaktioille laskettiin ja esitetään kohdassa Kuva 2.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.



Kuva 2.2: Mallinnetut vaikutusalueet hylkeiden välttämisreaktioille (vihreä viiva) Laineen hankealueella. Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu pahimpaan mahdolliseen skenaarioon, kun asennetaan ristikkorakenteisia perustuksia 4x 8 m:n pien-paaluilla ja DBBC-lievennysvaikutuksella.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

2.3. Mallin epävarmuudet

Vedenalaisen melun ennuste tehdään hyvin varhaisessa vaiheessa projektia, ja sen seurauksena tehdään tiettyjä oletuksia paalusuunnittelusta, lievennystoimenpiteistä ja ympäristötekijöistä, jotka kaikki vaikuttavat vedenalaiseen melusaasteeseen. Kaikissa parametreissa on epävarmuustekijöitä, ja mallinnuksessa käytetään realistista pahimman tapauksen lähestymistapaa. Tähän sisältyvä lähtötaso perustuu keskimääräisiin empiirisesti mitattuihin tietoihin, jotka on ekstrapoloitu ehdotettuun paalukokoon. Iskupaalutuksen keskimääräiset taajuusspektrit. Sovellettujen lieventämistoimenpiteiden keskimääräinen lieventämistehokkuus. Äänen etenemisen osalta valitaan sedimenttiä, suolapitoisuutta ja lämpötilaa koskien konservatiiviset huonoimman tapauksen parametrit saatavilla olevien historiallisten tietojen perusteella siten, että mallinnettua äänen etenemistä pidetään konservatiivisena. Vaikka tässä ennusteessa sovellettiin DBBC:tä vastaavaa lieventävää vaikutusta, paalu- ja ristikkorakenteisista perustuksista on mainittava, että tarvitaan myös yksityiskohtainen laskelma todellisesta lievennysratkaisusta, jota käytetään todellisessa paalun asennuksessa, kun lopullinen paalusuunnitelma on saatavilla.

3. Lähtötason kuvaus

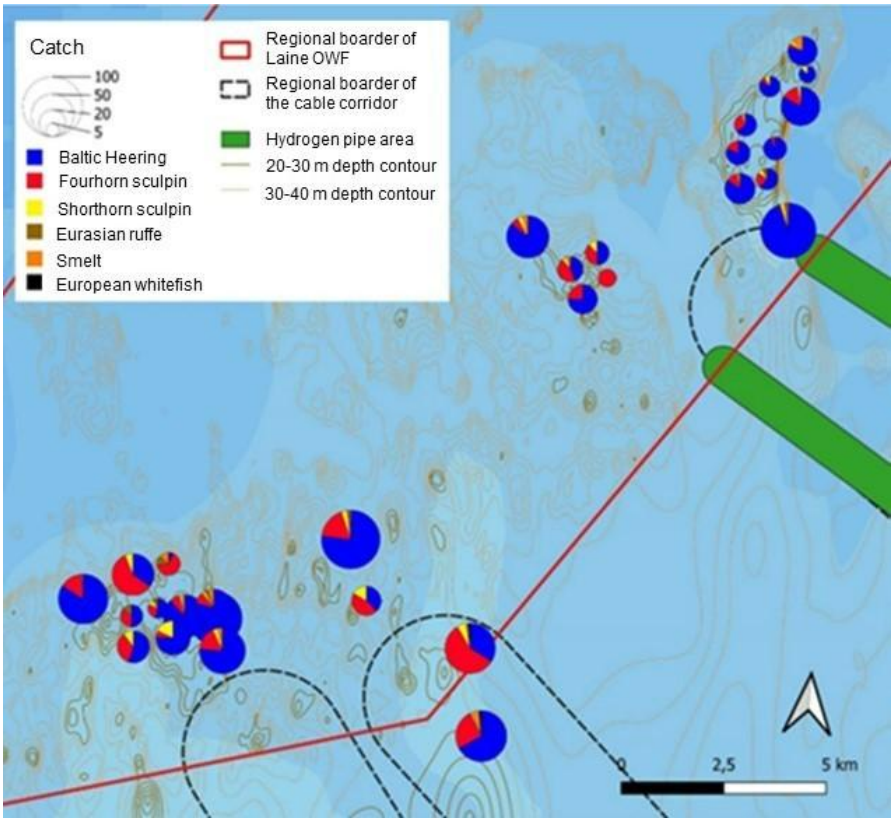
3.1. Kalat

Laine-hankkeen alue sijaitsee Pohjanlahdella, Itämeren vähiten suolaisessa osassa. Pohjoisen Pohjanlahden saaristossa meressä esiintyvän lajiston kokonaiskoostumus muistuttaa järvijärjestelmää (HELCOM, 2018d; Naturvårdsverket, 2012). Pohjoisen Pohjanlahden vesiympäristö on ainutlaatuinen sekoitus fysikaalis-kemiallisia olosuhteita. Meren elinympäristö ei sovellu useimmille muutoin Pohjoismaissa esiintyville meri- ja makeanveden kalalajeille, ja hankealue on siten suhteellisen vähäkalainen ympäristö. Laineen merihankkeen alueen ympäristöominaisuuksen vuoksi kalojen luonnollinen monimuotoisuus on suhteellisen vähäistä. Elinympäristöä asuttavat pääasiassa erilaisia suolapitoisuuksia sietävät euryhaliiniset kalalajit, ja muuten olosuhteet ovat siedettävät tai hyvät vain harvoille meri- ja makean veden lajeille.

Pohjanlahden merkittävin merikala on alueen silakkakanta, ja tämä pätee myös Laine-hankkeen alueella (Jorgensen, Hansen, Bekkevold, Ruzzante, & Loeschke, 005; Saulamo & Neuman, 2002). Pohjanlahden suolapitoisuus on myös niin alhainen, että muutoin Itämereen sopeutuneet turskakannat eivät elä alueella. Perämeren euryhaliinisia lajeja ovat siika, lohi, taimen ja ankerias, jotka kaikki hyödyntävät elinkaarensa aikana sekä meri- että makean veden ympäristöjä. Nämä lajit ovat yleensä vaeltavia, joten niiden odotetaan käyttävän hankealuetta joko ravinnon hankintaan tai liikkuessaan sen läpi. Lisäksi osa simppulajeista on euryhaliinisia ja niitä löytyy hankealueelta.

Heinäkuussa 2022 hankealueella tehtiin kaksi kalatutkimusta verkkokoekalastuksella. Hankealueelta löytyi kuusi kalalajia: silakka, härkäsimppu, isosimppu, kiiski, kuore ja siika. Silakka ja härkäsimppua esiintyi eniten (Kuva 3.1): yhteensä 71 % kaikista pyydetyistä yksilöistä oli silakkoja ja 21 % härkäsimppuja. Tutkimuksessa ei löytynyt lohia, muikkuja tai ankeriaita, vaikka nämä kalat todennäköisesti hyödyntävät aluetta jossain määrin.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.



Kuva 3.1: Sijainti ja saaliit 30 tutkimuspaikassa heinäkuun 2022 tutkimuksessa.
Kuva muokattu mukaillen Happo ja Vatasta (2022). Lisätietoja: Happo ja Vatanen (2022).

Laine-hankkeen alue on vähälajinen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä. Alue on kutualueeksi sopimaton tai arvioitu ei-toivotuksi kaikille sitä käyttäville lajeille, ja se on pääasiassa osa lajien suurempaa ravinnonhankinta-aluetta. On pieni todennäköisyys, että silakalla, isosimpulla tai härkäsimpulla on satunnaista kututoimintaa hankealueella, vaikka tällaisesta kutemisesta syntyvien jälkeläisten elinkelpoisuus on kyseenalaista. Jos kutemista ylipäätään esiintyy, se on laajuudeltaan hyvin marginaalista verrattuna rannikkoympäristössä tapahtuvaan pääasialliseen kutemiseen. Lähimmät sopivat kalojen kutualueet sijaitsevat lähempänä rantaviivaa ja siten useita kilometrejä hankealueelta. Hankealueella tapahtuu todennäköisesti jonkin verran vaellusta, kun lähinnä silakat, kuoreet, lohet ja siiat sekä kenties ankeriaat vaeltavat alueen läpi. Laine-hankkeen alueen merkitys kalojen kutualueena arvioidaan siis hyvin pieneksi tai pieneksi, ja sen merkitys vaelluskaloille arvioidaan pieneksi. Alueen merkitys kalojen ravinnonhankinnan kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi, sillä lähinnä silakat, kuoreet ja simput käyttävät aluetta ravinnonhankintaan, mahdollisesti myös kiisket, lohet ja siiat.

3.2. Merinisäkkäät

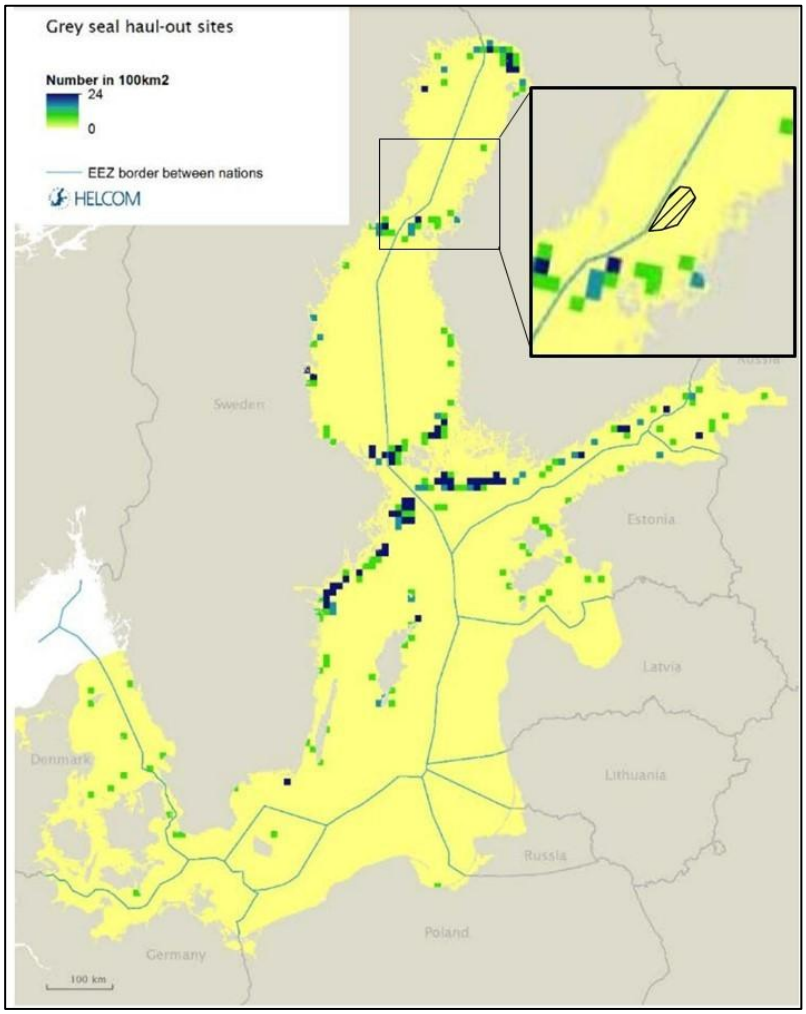
Harmaahylje (*Halichoerus grypus grypus*) ja itämeren norppa (*Phoca hispida botnica*) ovat kaksi merinisäkäslajia, joita voi esiintyä Laineen merituulivoimapuiston hankealueella ja sen ympäristössä. Itämeren pyöriäistä voi esiintyä satunnaisesti (Naturhistoriska riksmuseet, 2022), mutta Laineen merituulivoimapuiston alue sijaitsee populaation levinneisyysalueen ulkopuolella, (NAMMCO, 2019) ja Pohjanlahtea pidetään yleensä lajille vähämerkityksisenä (Sveegaard, et al., 2022). Pyöriäistä ei sen vuoksi huomioida raportissa tarkemmin.

Suomen vesialueiden harmaahylkeet kuuluvat Itämeren harmaahyljekantaan (HELCOM, 2018b; Olsen, Galatius, Biard, Gregersen, & Kinze, 2016). Niitä esiintyy koko Itämerellä ja ne ovat riippuvaisia rannikkovesistä, joissa on runsaasti ruokaa ja rauhallisia paikkoja maalle nousemiseen (Galatius, 2017)(Kuva 3.2). Itämeren populaation kooksi arvioidaan tällä hetkellä 52 000–69 000 yksilöä, (Suuronen, et al., 2023) ja vuoden 2019 Suomen lajien

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

punaisen kirjan mukaan Itämeren harmaahyljekanta on luokiteltu elinvoimaiseksi (LC) (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019). Kasvuvauhti on hidastunut viime vuosina noin 6 prosenttiin ja osoittaa, että populaatio alkaa lähestyä Itämeren kantokyvyn rajoja (HELCOM, 2018b). Selkeää populaationkasvua näkyy kaikissa Itämeren osissa.

Itämeren harmaahylje synnyttää helmi-maaliskuussa (Härkönen, et al., 2007). Itämerellä hylkeet synnyttävät enimmäkseen ajojäällä, vaikka joillakin alueilla hylkeet synnyttävät myös maalla, jos merijäätä ei ole riittävästi (Jüssi, Härkönen, Helle, & Jüssi, 2008). Harmaahylkeet nousevat jäälle tai luodoille (maallenousupaikat) myös karvanlähtöaikaan huhti-kesäkuussa ja viettävät paljon aikaa maalla kyseisenä aikana (HELCOM, 2013a). Harmaahylkeet kulkevat yleensä samoja käytäviä pitkin kauempana merellä sijaitsevilta ravinnonhankinta-alueiltaan alueille, joissa ne nousevat maalle (Jones, et al., 2015). Ne voivat kulkea pitkiä matkoja, ja harmaahylkeiden esiintyminen alueella ei välttämättä tarkoita, että yksittäisellä hylkeellä olisi vahva side kyseiseen alueeseen (McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012; Galatius, 2017).



Kuva 3.2: Harmaahylkeiden karvanlähtöaikaankäyttämät luodot tai maallenousupaikatItämerellä ja Kattegatissa ja Laineen merituulivoimapuiston hankealue (mustareunainen monikulmio). Kartta sisältää kaikki tällä hetkellä tunnetut maallenousupaikat.
Lähde (mukaillen): (HELCOM, 2018a).

Laineen merituulivoimapuiston hankealueelta löydetyt norpat kuuluvat maantieteellisesti eristyneeseen Itämeren alapopulaatioon (HELCOM, 2013b). Eniten norppia esiintyy pohjoisen Pohjanlahden keskiosissa: noin 70 %

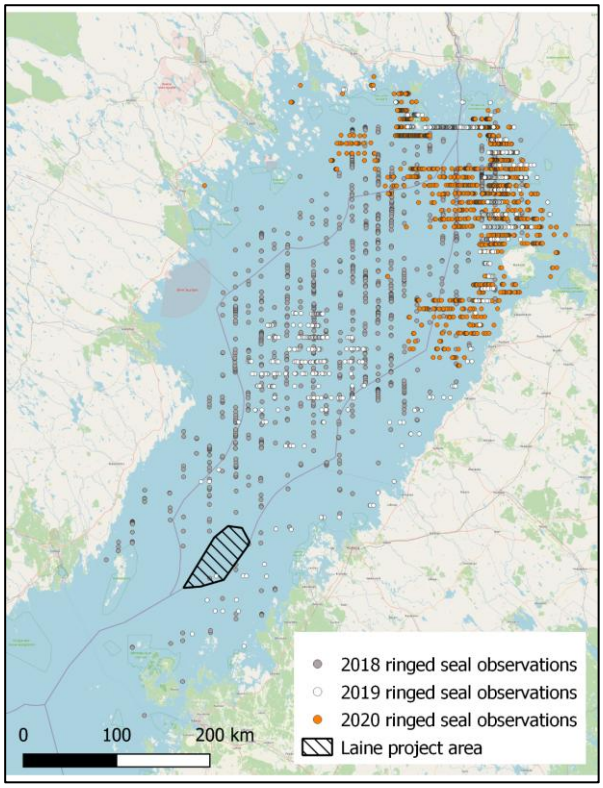
© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

populaatiosta elää Pohjanlahden pohjoisimmassa osassa ja loput löytyvät Suomenlahdelta (5 %) ja Riianlahdelta (25 %) (Härkönen, et al., 2014). Kanta on arviolta 11 500, ja trendi on kasvava (Härkönen, 2015). Viime vuosien poikkeuksellisen leutojen talvien aikana tehdyt tutkimukset kuitenkin paljastivat, että Pohjanlahden kannan koko on todennäköisesti yli 20 000 eläintä (HELCOM, 2018b). Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton IUCN:n uhanalaisten lajien punaisen kirjan mukaan norppakanta on *elinkelpoinen* (LC). Suomen lajien punaisen kirjan mukaan Itämeren norppakanta luokitellaan kuitenkin *vaarantuneeksi* (VU), (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019) ja ilmaston aiheuttamien muutosten ennakoidaan olevan tulevaisuudessa haaste norpille, koska niiden lisääntyminen on riippuvainen jäästä (HELCOM, 2013b).

Norppien esiintyminen talvisin on vahvasti yhteydessä pesien rakentamiseen soveltuvan merijään laajuuteen. Naaraat synnyttävät poikasensa pesissä, ja jään muodostuminen on kriittisen tärkeää tämän lajin lisääntymisen onnistumisen kannalta (HELCOM, 2018a). Ilmastomallinnus ennustaa merijään muodostumisen vähenemistä ja jääpeitteen lyhyempää kestoa tulevaisuudessa. Tämä todennäköisesti hidastaa vakavasti Pohjanlahden norppakannan kasvua (Sundqvist, Harkonen, Svensson, & Harding, 2012).

Kesällä norpat viettävät noin 90 % ajastaan vedessä – syöden, liikkuen ja leväten. Jotkin yksilöt liikkuvat jopa useita satoja kilometrejä karvanlähtöajan jälkeisenä aikana (Oksanen, Neimi, Ahola, & Kunnasranta, 2015). Ravinnonhankinnan osalta havaittiin kaksi suosikkialuetta. Yksi näistä sijaitsee Laineen merituulivoimapuistosta lounaaseen ja toinen pohjoiseen, Perämeren pohjoisosassa.

Kuva 3.3 esittää norppahavainnot viimeisimmistä Pohjanlahden ilmalaskennoista huhtikuussa 2018, 2019 ja 2020. Tänä aikana Laineen merituulivoimapuiston hankealueella nähtiin vain muutamia norppia.



Kuva 3.3: Itämeren osapopulaatioon kuuluvien norppien lukumäärä vuosina 2018, 2019 ja 2020. Ilmakartoitukset tehtiin kaikkina vuosina huhtikuussa (muokattu Havs- och vattenmyndigheten och SMHI:n tiedoista).

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Sekä Itämeren norpat että Itämeren harmaahylkeet käyttävät Laineen merituulivoimapuiston hankealuetta säännöllisesti oleskeluun ja lisääntymiseen (HELCOM, 2013). Molempien lajien lisääntyminen on tiiviisti kytköksissä jääpeitteisiin. Lisääntyminen hankealueella riippuu näin ollen suuresti merijääpeitteen laajuudesta. Kvantitatiivista tietoa hankealueen suhteellisesta merkityksestä harmaahylkeille ei ole saatavilla. Laineen merituulivoimapuiston hankealue sijaitsee noin 23 km pohjoiseen lähimmästä harmaahylkeiden maallenousualueesta Mickelsörarnassa ja siksi on odotettavissa, että harmaahylkeet käyttävät hankealuetta ympäri vuoden. Ne voivat mahdollisesti käyttää aluetta myös ravinnon hankintaan tai vaelluskäytävänä maallenousualueelta toiselle. Laineen merituulivoimapuisto ei kuitenkaan ole tärkeä ravinnonhankinta-alue harmaahylkeelle tai norpalle, mitä tukee se, että Laineen hankealue on vähäkalainen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä. Siksi alueen merkitys Itämeren harmaahylkeelle arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi ja itämerennorpalle kohtalaiseksi.

4. Vaikutustenarviointi

4.1. Vaikutustenarviointimenetelmät

Suunnitellun toiminnan mahdollisia vaikutuksia ja seurauksia kaloihin ja merinisäkkäisiin on etsitty ja arvioitu järjestelmällisellä menetelmällä, ja vastaavasti on myös kuvattu näitä vaikutuksia lieventäviä suojatoimenpiteitä. Tässä raportissa käytetään termejä *herkkyys*, *vaikutus* ja *seuraus*.

- **Herkkyys**: Vastaanottajan tai lajin herkkyys kyseiselle vaikutukselle.
  Vastaanottajan herkkyyden arviointi perustuu nykyiseen tieteelliseen tietoon sekä kenttätyöstä saatuun tietoon. Vastaanottajan herkkyys voi olla pieni, kohtalainen tai suuri. Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan seuraavien seikkojen perusteella:
  - Vastaanottajan tila, mukaan lukien populaatiotrendit, runsaus ja esiintymät.
  - Vastaanottajan herkkyys kyseiselle ympäristövaikutukselle ja sen kyky sopeutua paineeseen. Tässä tapauksessa vedenalainen melu.
  - Vastaanottajan herkkyys eri vuodenaikoina (vastaanottaja voi esimerkiksi olla herkempi pariutumis- tai muuttoaikoina).

- **Vaikutuksen koko ja laajuus*:***
  Vaikutus (impact)*:* Viittaa projektitoiminnasta johtuvaan fyysisen ympäristön muutokseen. Esimerkiksi: syntyvä melu, päästöt, arvokkaiden luonnonympäristöjen menetys, liikenteen lisääntyminen alueella. Vaikutus voi olla paikallinen, alueellinen tai kansallinen ja lisäksi joko lyhytaikainen, tilapäinen tai pysyvä.
  Vaikutus (effect): Kuvaa sen merkitystä, joka vaikutuksella arvioidaan olevan ympäristön olemassa oleviin arvoihin. Näin ollen kuvaus vaikutuksen laajuudesta. Vaikutuksia on tarkasteltava suhteessa kyseisen alueen erityisolosuhteisiin eli siihen, mikä tekee ympäristöstä arvokkaan, mihin arvoihin vaikutus kohdistuu ja kuinka herkkiä ne ovat. Jos alueella on vain vähän arvoa, vaikutuksellakin on pienempi merkitys. Jos alue on kuitenkin arvokas tai herkkä, vaikutukset ovat merkittävämpiä.

- **Seuraus:** Arvio siitä, kuinka tärkeitä ympäristövaikutukset ovat ilmaston, ihmisten terveyden, biologisen monimuotoisuuden tai muiden asiaan liittyvien tekijöiden kannalta. Seurausten arvioinnissa otetaan huomioon vaikutuksen laajuus, merkitys ympäristöarvoille ja se, kuinka suuri vaikutuksen odotetaan olevan. Arvioinnin vertailukohta on "ei toimia" -vaihtoehto, ns. nollavaihtoehto. Nollavaihtoehto kuvaa alueen odotettua tulevaa kehitystä, jos hanketta ei toteuteta.

Vaikutuksista tehdään aluksi seulonta, jossa kuvataan millaisia vaikutuksia suunnitellulla toiminnalla voi olla. Vaikutusten ja seurausten kokonaisarviointia varten tehdään arvio lajin (vastaanottajan) herkkyydestä. Tämän jälkeen arvioidaan toiminnan oletettu vaikutus lajiin. Toiminnan jälkeisten mahdollisten seurausten arviointi tehdään

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

painottamalla vastaanottajan herkkyyttä vaikutuksen laajuuteen nähden. Tämän perusteella arvioidaan, mitä ympäristöseurauksia hankkeella voi olla Taulukko 4.1.

Taulukko 4.1: Arviointimatriisi, jota käytetään tietyn vaikutuksen mahdollisten seurausten arvioimiseen.

Seurauksen merkitys		Vaikutuksen suuruus ja laajuus						
		Suuri negatiivinen	**Kohtalainen negatiivinen**	**Pieni negatiivinen**	**Merkityksetön**	**Pieni positiivinen**	**Kohtalainen positiivinen**	**Suuri positiivinen**
Vastaanottajien herkkyys	**Pieni**	Kohtalainen	Pieni	Vähäinen	Olematon	Vähäinen	Pieni	Kohtalainen
	Kohtalainen	Suuri	Kohtalainen	Pieni	Olematon	Pieni	Kohtalainen	Suuri
	Suuri	Erittäin suuri	Suuri	Kohtalainen	Olematon	Kohtalainen	Suuri	Erittäin suuri

Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan suhteessa olennaisiin vaikutuksiin suunnitellun hankkeen eri vaiheissa. Vaikutusten suuruuden ja laajuuden arvioimiseksi arvioinnit perustuvat *pahimpiin skenaarioihin*, joissa vaikutusten odotetaan olevan suurimmat.

4.2. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana – Paalutus

Hankealueelle asennetaan yhteensä 150 perustusta. Teoriassa perustusten asennus paalutuksella kestää tällöin noin 5 kuukautta (tehokasta työtä) ja paalutusta tehdään noin kuusi tuntia päivässä olettaen, että päivässä asennetaan yhdet perustukset, ilman taukoja (150 perustusta = 150 päivää ~ 5 kuukautta). Käytännössä yksien perustusten asennuksen kokonaisaika on kuitenkin pidempi ja kestää noin 2 päivää. Kuusi tuntia päivässä yksille perustuksille ja viisi kuukautta kaikille perustuksille arvioivat vain paalutukseen kuluvaa aikaa, eikä arviossa oteta kantaa muihin perustuksen asennukseen liittyviin rakennustöihin. Perustusten kokonaisasennusaika on yli 5 kuukautta. Lisäksi asennusaika voi olla pidempi esimerkiksi huonojen sääolosuhteiden vuoksi, jolloin paalutusta ei voida joka päivä tehdä.

4.2.1. Kalat

Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun (PTS ja vamma) paineen pahimmat vaikutukset kohdistuvat yksilöihin paalutustoiminnan välittömässä läheisyydessä. Kaloille etäisyys on siis < 100–1100 m ja mädille ja toukille <650 m (Taulukko 2.3). Tämän lisäksi suurin osa kaloista pakenee kauemmas paineen lähteestä ja palaa, kun melu on lakannut, ja mahdollisesti kärsii vain ajan myötä palautuvasta väliaikaisesta kuulonalenemasta (Monroe, Rajadinakaran, & Smith, 2015; Smith, Kane, & Popper, 2004). TTS:n vaikutusetäisyys kaloille on 5,9–17,9 km melulähteestä, riippuen kalalajista.

Tällä hetkellä on hyvin vähän tietoa PTS:n ja TTS:n lyhyen ja pitkän aikavälin vaikutuksista kaloihin. Kalojen toukkien ja munien kuolleisuus luonnollisessa ympäristössä on erittäin korkea, ja vaikka munien ja toukkien kuolleisuus lähellä paineen lähdettä voi aiheuttaa jonkin verran rekrytoinnin menetystä, tätä pidetään hyvin vähäisenä eikä sillä odoteta olevan merkittävää vaikutusta populaation tasolla. Hankealueella arvioidaan olevan hyvin pieni tai pieni merkitys kalojen kutualueena, eikä hankealueelle ajelehtivien kalan toukkien tai mätimunien luonnollinen elinkelpoisuus olisi sekään todennäköisesti korkea alueen epäsopivien olosuhteiden vuoksi. Siksi paalutuksesta syntyvän vedenalaisen melun aiheuttama kalanmunien ja toukkien kuolleisuus arvioidaan merkityksettömäksi, eikä sillä arvioida olevan seurauksia kaloille ja kalakannoille.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Riski sille, että suuret kalamäärät kärsisivät PTS:stä tai kuolleisuudesta, nähdään merkityksettömänä, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä (alle 100–1100 m) ja Laine-hankkeen alueella on vain vähän kalalajeja.

Lähellä paalutuksen lähdettä, jossa vedenalainen melu on korkea, mutta ei silti alueella, jossa kalat kärsivät vammoista, paine laukaisee välttämisreaktion, jolloin nuoret ja aikuiset kalat pakenevat painetta ja mahdollisesti kärsivät väliaikaisesta kuulonalenemasta. Koska Laine-hankkeen alue on vähälajinen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä, herkkyys arvioidaan pieneksi.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan kohtalaiseksi negatiiviseksi, koska TTS:n vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen pitkiä (jopa 17,9 km). Kaiken kaikkiaan Laineen merituulivoimapuiston hankealueella paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä kaloille, eikä se vaikuta kalakantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.2).

Taulukko 4.2: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun kaloille aiheuttamien vaikutusten arviointi Laineen merituulipuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni

4.2.2. Merinisäkkäät

Mallinnustulokset osoittavat, että jos hylkeet ovat alle 100 metrin ja 200 metrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutus suoritetaan DBBC:tä vastaavalla melunvaimennusjärjestelmällä ja pehmeällä käynnistys- ja voimistusvaiheella, myös ne voivat altistua PTS:lle ja TTS:lle (Taulukko 2.4). Hyvin lyhyiden vaikutusetäisyyksien vuoksi PTS:n tai TTS:n riski hylkeille on lähes olematon.

Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset (7,45 kilometriä tämänhetkisessä mallinnuksessa). Hankealueella voi esiintyä sekä norppia että harmaahylkeitä, mutta koska etäisyys lähimpään norppien tai harmaahylkeiden maahannousupaikkaan on yli 20 km hankealueesta, aluetta ei pidetä erityisen tärkeänä alueena kummallekaan lajille. Tätä tukee se, että alue on vähäkalainen ja kalat käyttävät sitä suhteellisen vähän, eli se ei ole hylkeille hyvä ravinnonhankinta-alue. Hankealueella voi esiintyä lisääntyviä norppia ja harmaahylkeitä, mutta niitä on siellä vain talvella, jos jääpeite on riittävä. Perustusten asentamisen ei odoteta olevan mahdollista ajanjaksoina, jolloin hankealueelle on muodostunut merijäätä ja siten myöskään häiriötä norpille ei aiheudu.

Riski sille, että hylkeet kärsisivät PTS:stä tai TTS:stä, arvioidaan erittäin lyhyiden vaikutusetäisyyksien (alle 200 m) vuoksi olemattomaksi.

Vedenalaisen melun aiheuttamat käyttäytymisreaktiot voivat vaihdella aktiivisuustason pienistä muutoksista pakoreaktioihin, joissa yksilöt välttävät aluetta kokonaan. Hylkeiden herkkyys käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan kohtalaiseksi, koska on odotettavissa, että hylkeet välttelevät vaikutusaluetta jossain määrin. Perustusten paalutuksen teoreettinen kesto on noin 5 kuukautta (tehokasta työtä). Tämä on olettaen, että päivässä asennetaan yhden perustukset ilman taukoja ja paalutusta tehdään 6 tuntia päivässä. Kuten mainittua, perustusten kokonaisasennusaika on kuitenkin yli 5 kuukautta. Väliaikaisen elinympäristön menetyksen kestoa ja käyttäytymisen välttämisreaktioiden pysyvyyttä pidetään kuitenkin molempien lajien tapauksessa lyhytaikaisena, koska hylkeet voivat palata alueelle perustusten asennuksen jälkeen.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen lyhyitä ja koska vaikutusalue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Vaikutusalue on suhteellisen pieni osa niiden asuinalueesta, ja vaikutukset siihen väliaikaisia. Näin käyttäytymisen välttämisreaktioiden todennäköisyys on pieni. Kaiken kaikkiaan Laineen merituulivoimapuiston hankealueella paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.3).

Taulukko 4.3: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun hylkeille aiheuttamien vaikutusten arviointi Laineen merituulipuiston alueella.

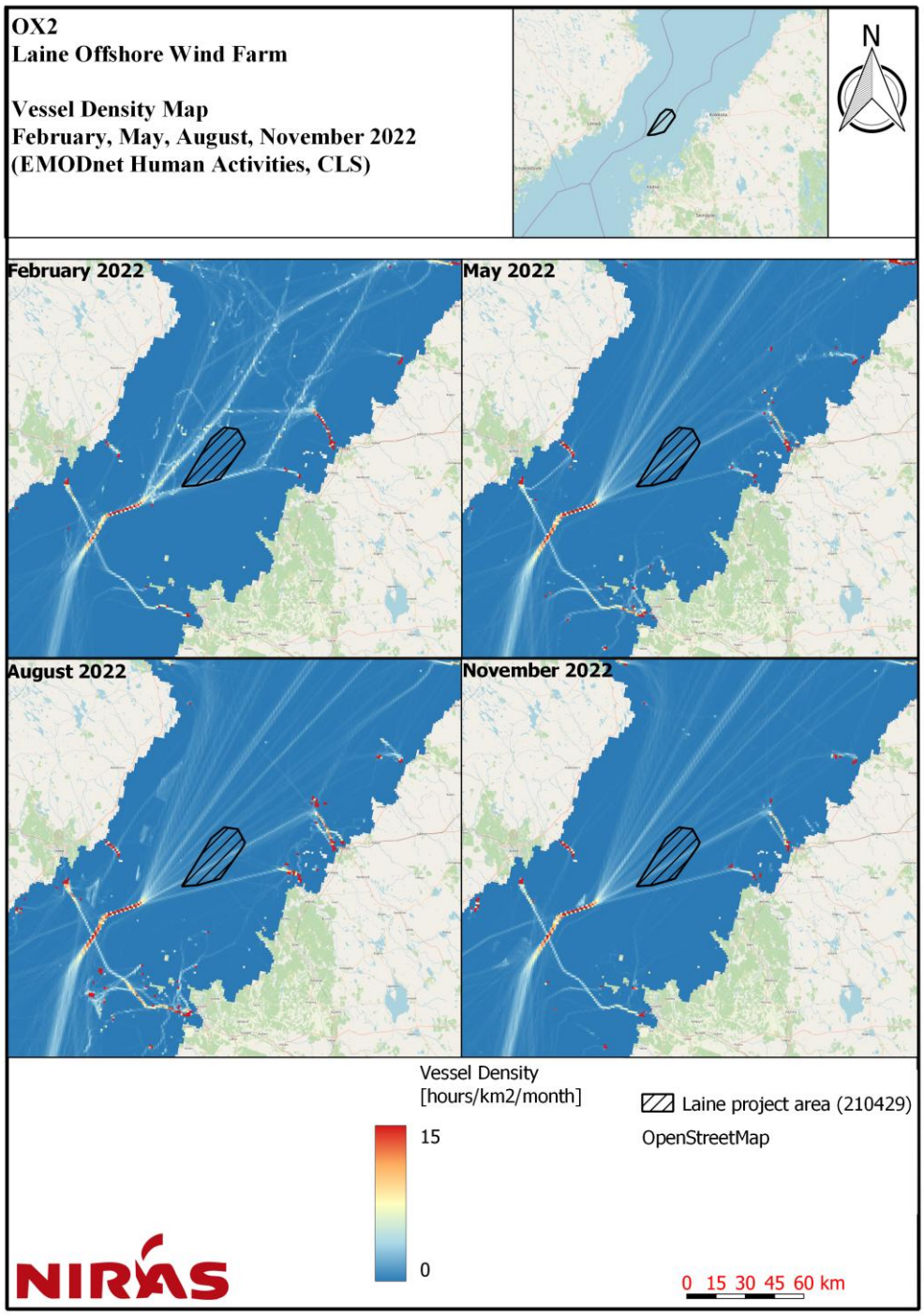
Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni

4.3. Vaikutustenarviointi – Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu

Tuulipuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Laineen merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Vedenalaisen melun leviäminen ympäröivään veteen riippuu vedenalaisen melun taajuudesta, ympäröivästä ympäristöstä (esim. lämpötila, suolapitoisuus ja syvyys) ja muista tekijöistä, kuten käyttönopeudesta, aluksen koosta, lastista jne. (Wisniewska, et al., 2016; Erbe, et al., 2019; Urick, 1983).

Alueella odotetaan käytettävän sekä pieniä ja nopeita veneitä että suurempia, hitaammin liikkuvia aluksia. Tuulipuiston hankealueella on laivaliikennettä, ja alue sijaitsee Pohjanlahden pohjoisosan pääväylien välittömässä läheisyydessä tai osuu niille (Kuva 4.1). Siksi Laine-hankkeen alueella odotetaan kuuluvan pääasiassa matalataajuuksista laivamelua. BIAS-hankkeesta saatujen tietojen perusteella 500 Hz:n taajuusalueella mitatun vedenalaisen melutason arvioidaan olevan yli 85–95 dB re 1uPa hankealueen keskeisissä osissa (50 % ajasta), erityisesti talvikaudella, jolloin äänellä on taipumus kulkea pidemmälle kuin kesäkaudella.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.



Kuva 4.1: Alustiheyskartta vuodelta 2022 EMODnetistä CLS:n AIS-tietojen perusteella.

4.3.1. Vaikutustenarviointi – kalat

Lainen merituulivoimapuiston hankealue rajautuu Pohjanlahden päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Aluetta hallitsee siis jo nyt vedenalaista melua aiheuttava alusliikenne, ja alueella olevat kalat ovat todennäköisesti jo mukautuneet tiettyyn määrään vedenalaista melua. Laine-hankkeen alue on vähäkalainen ja kalat käyttävät sitä suhteellisen vähän, ja sekä pelagisten että pohjakalojen herkkyys laivaliikenteestä aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi, koska käyttäytymisreaktiot tapahtuvat suhteellisen lähellä alusta. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.4).

Taulukko 4.4: Laineen merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.3.2. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Suurin vaikutus laivamelulla on todennäköisesti hylkeisiin ja niiden käyttäytymiseen. Se voi esimerkiksi aiheuttaa muutoksia niiden ravinnonhankintamallissa alusten läheisyydessä (Richardson, Greene, Malme, & Thompson, 1995; Wisniewska, et al., 2016).

Hylkeiden herkkyys laivamelulle arvioidaan pieneksi, koska vaikutus käyttäytymiseen on rajallinen ja hyvin lyhytkestoinen. Aluetta ei ole arvioitu tärkeäksi ravinnonhankinta-alueeksi norpille tai harmaahylkeille, ja välttämisreaktiota odotetaan vain alusten välittömässä läheisyydessä. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan siksi pieneksi negatiiviseksi. Vaikutuksen tarkastelussa on huomioitava myös, että hankealue rajoittuu Pohjanlahden päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Rakentamiseen ja operatiiviseen kunnossapitoon liittyvän laivaliikenteen lisävaikutus jää näin ollen vaatimattomaksi. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille Laineen merituulivoimapuiston hankealueella arvioidaan vähäisiksi, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.5).

Taulukko 4.5: Laineen merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen

4.4. Vaikutustenarviointi – Tuulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu tulee pääasiassa kahdesta lähteestä: koneiston (vaihteiston jne.) mekaanisesta tärinästä, joka välittyy tornia pitkin ja säteilee edelleen ympäröivään veteen; ja tuulipuiston huoltoveneiden aiheuttamasta vedenalaisesta melusta.

4.4.1. Vaikutustenarviointi, kalat

Käyttömelun luonteen ja voimakkuuden vuoksi on todennäköistä, että äänille herkät pelagiset kalat, kuten sillikalat (kilohaili ja sillakka), sekä ääniherkkyydeltään keskitasoiset kalat kuulevat (havaitsevat) sen jopa muutaman sadan metrin etäisyydeltä lähteestä. Pohjakalat, joilla on vain pieni uimarakko tai ei lainkaan uimarakkoa, kuten simput (Cottidae) jne., havaitsevat tuulivoimalamelun vain lyhyillä etäisyyksillä <50 m (DFU, 2000).

Vaikka sekä pelagiset että bentaaliset kalalajit voivat kuulla tuulivoimaloiden mekaanisista komponenteista aiheutuvia vedenalaisia ääniä, ei ole mitään viitteitä siitä, että ne osoittaisivat käyttäytymisreaktioita ja pakenisivat tai siirtyisivät pois alueelta. Päinvastoin, Horns Rev 1 -merituulivoimapuistossa havaittiin tuulivoimaloiden lähellä enemmän kalalajeja ja yksilöitä verrattuna läheiseen viitealueeseen (Stenberg et.al., 2011), mahdollisesti johtuen voimaloiden perustusten tarjoamista hyvistä ruokinta- ja piilopaikkamahdollisuuksista. Lisäksi muissa merituulivoimapuistoissa on havaittu mahdollista tottumista tuulivoimaloiden ääniin (Stenberg et.al., 2011; Hvidt et.al., 2006; Phys.org, 2023).

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Vedenalainen tuulivoimalamelu ei ole niin korkea, että sillä olisi vaikutusta kalojen varhaiseen elämänvaiheeseen (kalan mätimunat ja toukat), joten tuulipuiston toiminnan aiheuttama vedenalainen melu ei vaikuta varhaiseen elämänvaiheeseen. Sekä pelagiset että pohjakalat voivat todennäköisesti kuulla tuulivoimaloiden mekaanisten komponenttien toiminnan aiheuttaman vedenalaisen melun, mutta se ei näytä vaikuttavan niihin merkittävästi. Näin ollen sekä pelagisten että bentaalisten kalojen herkkyys vedenalaiselle melulle luokitellaan pieneksi. Koska ei ole viitteitä siitä, että käytössä olevien tuulivoimaloiden läheisyydessä elävät kalayhteisöt eroavaisivat ympäröivän alueen yhteisöistä, vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi. Kaiken kaikkiaan tuulivoimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kalakantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.6)

Taulukko 4.6: Laineen merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.4.2. Vaikutustenarviointi – hylkeet

Oletus on, että hylkeet pystyvät kuulemaan toimintamelun muutaman kilometrin päähän hiljaisissa olosuhteissa. Koska hankealueen ympäristömelun odotetaan kuitenkin olevan suhteellisen suurta meriliikenteen vuoksi, se arvioidaan rajoittavaksi tekijäksi matalalla taajuusalueella. Lisäksi hylkeet näyttävät sietävän suhteellisen hyvin toiminnassa olevien tuulipuistojen aiheuttamaa vedenalaista melua (Kastelein, 2011; Southall, et al., 2019). Norppien reagointia tuulivoimaloiden toimintaan liittyvään meluun ei ole tutkittu. Rengastettujen kirjohylkeiden on kuitenkin osoitettu hankkivan ravintoa voimalaperustusten ympäriltä (Russell, et al., 2014). Myös harmaahylkeiden on raportoitu seuraavan ihmisen pystyttämiä rakenteita, kuten vedenalaisia kaapeleita, ja hankkivan ravintoa kaapeleiden varrelta (Russell, et al., 2014). Siksi oletetaan, että harmaahylkeet reagoivat tuulipuistoihin samalla tavalla kuin kirjohylkeet.

Oletus on, että tuulivoimala rakennetaan siten, että perustuksen ympärillä käytetään eroosiosuojausta. Uuden kovan pohjan odotetaan toimivan keinotekoisena riuttana, joka houkuttelee kovaan pohjaan ja kiviriuttoihin liittyviä kalalajeja ja siten mahdollisesti lisää hylkeiden saalista. Hylkeiden herkkyys tuulipuiston toiminnasta aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni tai olematon, mikä perustuu olemassa olevaan tietoon hylkeiden käyttäytymisestä merituulivoimapuistojen alueilla. Alue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille. Toimintamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan olemattomaksi. Vaikutuksen tarkastelussa on huomioitava myös, että hankealue rajoittuu Pohjanlahden päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Tuulivoimapuiston toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun lisävaikutus on näin ollen vaatimaton. Kaiken kaikkiaan tuulivoimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille arvioidaan olemattomaksi, eikä melu vaikuta hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.7)

Taulukko 4.7: Laineen merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Olematon	Olematon

4.5. Kumulatiiviset vaikutukset

Kumulatiivisten vaikutusten arviointi perustuu hankkeen vaikutusarviointiin sekä muihin paikallisiin tai alueellisiin hankkeisiin tai suunnitelmiin, jotka voivat vaikuttaa kumulatiivisiin ympäristövaikutuksiin. Kumulatiivisia

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

vaikutuksia syntyy, kun useat samalle alueelle suunnitellut hankkeet vaikuttavat samaan aikaan samoihin ympäristövastaanottajiin. Laineen merituulivoimapuiston tapauksessa vedenalaisen melun kumulatiivisia vaikutuksia voi syntyä, jos samaan aikaan rakennetaan muita tuulivoimapuistoja tai muita hankkeita, jotka aiheuttavat samantyyppisiä vaikutuksia. Arviointi perustuu rakennusluvan saaneisiin hankkeisiin sekä suunnitteluvaiheessa oleviin hankkeisiin ja merituulivoimapuistojen samanaikaiseen rakentamiseen. Suhteellisen lähelle Laineen merituulivoimapuiston kehitysaluetta on suunnitteilla yksi merituulivoimapuisto. Taulukko 4.8 sisältää suunnitellun merituulivoimapuiston.

Taulukko 4.8: Kumulatiivisessa arvioinnissa huomioitavat hankkeet.

Tuulivoimapuisto/kehittäjä	Maa	Suunniteltu enimmäisteho yhteensä/tuulivoimaloiden enimmäismäärä	Vähimmäisetäisyys Laineen merituulivoimapuistosta	Suostumusvaihe	Odotettu rakennusvuosi
Kappa/Njord	Ruotsi	1325 MW/74 tuulivoimalaa	1 km	YVA-raportti työn alla	2031–2033

Koska Laineen merituulivoimapuiston rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2029–2031, näiden kahden merituulipuiston rakennusvaiheet eivät osu samaan aikaan. Rakentamisen aikana ei siis paaluteta kahdella hankealueella samaan aikaan. Laine- ja Kappa-merituulivoimapuistojen kumulatiivisten vaikutusten odotetaan siksi olevan olemattomia.

5. Viittaukset

Andersson et al. (2017). A Framework for regulating underwater noise during pile driving. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency.

Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L. P., . . . Wikström, A. (2016). A framework for regulaing underwater noise during pile driving. A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.

Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (2020). *Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values.* Oldenburg, Germany: ITAP.

Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (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.

Chapman, C., & Hawkins, A. (1973). A field study of hearing in the cod, Gadus morhua L. *Journal of comparative physiology*, 85: 147-167.

DFU. (2000). *Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area.* DFU-Rapport.

Energistyrelsen. (2022, April). *Guideline for underwater noise - installation of impact-driven piles.* København: ens.dk.

Erbe, C., MArley, S., Schoeman, R., Smith, J., Trigg, L., & Embling, C. (2019). The effectsof ship noise on marine mammals - a review. Frontiers in Marine Ecology. Vol 6. Artikel 606.

Galatius, A. (2017). Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark. Aarhus: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Happo, L., & Vatanen, S. (2022). Laine merituulipuiston suunnittelualueen koekalastus vuonna 2022.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

HELCOM. (2013). Red list, Phoca hispida botnica.
HELCOM. (2013a). Red list, Halichoerus grypus.
HELCOM. (2013b). *Species information sheet - Phoca Hispida botnica.* HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group.
HELCOM. (2018a). Distribution of Baltic seals. Helcom core indicator report.
HELCOM. (2018b). Population trends and abundance of seals. HELCOM.
HELCOM. (2018d). State of the Baltic Sea - Second HELCOM Holistic Assessment 2011-2016. . Baltic Sea Environment Proceedings 155.
Hvidt et.al. (2006). Fish along the Cable Trace Nysted Offshore Wind Farm Final Report. Dong Energy / Orbicon AS.
Härkönen, T. (2015). *Pusa hispida ssp. botnica. The IUCN Red List of Threatened Species*. Retrieved from https://www.iucnredlist.org/species/41673/66991604
Härkönen, T., Brasseur, S., Teilman, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. NAMMCO Scientific Pulications 6: 57-68.
Härkönen, T., Stenman, O., Jüssi, M., Jüssi, I., Sagitov, R., & Verevkin, M. (2014). Population size and distribution of the Baltic ringed seal (Phoca hispida botnica). *NAMMCO Scientific Publications, VOol 1*.
Jones, E. M., Smout, S., Hammond, P., Duck, C., Morris, C., Thompson, D., . . . Matthiopoulos, J. (2015). Patterns of space use in sympat-ric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning. Marine Ecology Progress Series, 534, 235-249.
Jorgensen, H. B., Hansen, M. M., Bekkevold, D., Ruzzante, D. E., & Loeschke, V. (005). Marine landscapes and population genetic structure of herring (Clupea harengus L.) in the Baltic Sea. Molecular Ecology, 14(10), 3219–3234. https://doi.org/10.1111/.
Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E., & Jüssi, I. (2008). Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic grey seal (Halichoerus grypus) females. *37*, 80-85. Ambio.
Karlsen. (1992). Infrasound sensitivity in the plaice (Pleuronectes platessa) Vol. 171, pp 173-187. J. Exp. Biology.
Kastelein, R. (2011). Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact.
Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series 309: 279-295.*
McConnell, B., Lonergan, M., & Dietz, R. (2012). *Interactions between seals and off-shore wind farms.* The Crown Estate.
Monroe, J. D., Rajadinakaran, G., & Smith, M. E. (2015). Sensory hair cell death and regeneration in fishes. *9*. Frontiers in Cellular Neuroscience. doi:10.3389/fncel.2015.00131
NAMMCO. (2019). Report of the Scientific Committee 26th Meeting, October 29 – November 1, Tórshavn Faroe Islands. North Atlantic Marine Mammal Commission.
Naturhistoriska riksmuseet. (2022). Observations of harbour porpoise in swedish waters: https://marinadaggdjur.nrm.se/observationer-tumlare.
Naturvårdsverket. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv.
NIRAS. (2023). Laine offshore wind farm. Underwater noise prognosis for construction phase.
NMFS. (2018). Revision to technical guidance for assessing effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing.
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.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Oksanen, S., Neimi, M., Ahola, M., & Kunnasranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. Movement ecology 3:33. DOI 10.1186/s40462-015-0058-1.

Olsen, M., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K., & Kinze, C. (2016). The forgotten type specimen of the grey seal (Halichoerus grypus) from the island of Amager, Denmark. Zoological Journal of the Linnean Society. (April).

Phys.org. (2023). Research shows that cod love the artificial reffe at a wind farm. Retrieved from https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html

Popper et al. (2014). Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI. Springer.

Popper, A., Hawkins, A., Fay, R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., & Travolga, W. (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.

Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). Marine mammals and noise. Academic Press, New York.

Russell, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. Current Biology 24: R638-R639.

Saulamo, K., & Neuman, E. (2002). Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations.

Smith, M. E., Kane, A. S., & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (Carassius auratus). *207*, 427-435. The Journal of experimental biology.

Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquatic Mammals, 45(2), 125-323.

Stenberg et.al. (2011). Effects of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up seven years after construction. DTU Aqua Report No 246.

Sundqvist, L., Harkonen, T., Svensson, C., & Harding, K. (2012). Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal - Impacts of historical and future winter temperatures. . Ambio. DOI 10.1007/s13280-012-0334-x. .

Suuronen, P., Lunneryd, S., Königson, S., Coelho, N. F., Waldo, Å., Eriksson, V., . . . Vetemaa, M. (2023). Reassessing the management criteria of growing seal populations: The case of Baltic grey seal and coastal fishery. *155*. Marine Policy. doi:10.1016/j.marpol.2023.105684

Sveegaard, S., Carlén, I., Carlström, J., Dähne, M., Gilles, A., Loisa, O., . . . Pawliczka, I. (2022). HOLAS-III harbour porpoise importance map. Methodology. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report No. 240. http://dce2.au.dk/pub/TR240.pdf.

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

Urick, R. (1983). Principles of Underwater Sound. 3rd Edn. NewYork, NY: McGraw Hill.

Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Donate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. Curr Biol 26, 1441-1446.

Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of HArbor Porpoises make them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology*, 26, 1-6.

Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. (2019). The Red List of Finnish Species 2019: https://punainen-kirja.laji.fi/en/results?type=species&year=2019&redListGroup=MVL.728.

© Laine Offhore Wind Oy 2025. All rights reserved.

Laineen merituulivoimapuisto

Vedenalaisen melun vaikutustenarviointi - Kalat ja merinisäkkäät

OX2 Finland

Date: 5.10.2023

Tekijänoikeudet © Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään. Tätä asiakirjaa, sen liitteitä tai mitään osaa niistä ei saa kopioida, jäljentää, julkaista, levittää tai muokata miltään osin ilman Laine Offshore Wind Oy:n kirjallista lupaa.

Rev.no.	Date	Description	Prepared by	Verified by	Approved by
1	15.8.2023	Ensimmäinen versio	MAWI/MLKR	TEHE	MAM
2	20.9.2023	Toinen versio	MAWI	MAM	MAM
3	28.9.2023	Lopullinen versio	MAWI	TEHE	MAM
4	5.10.2023	Lopullinen asiakirja	MAWI	TEHE	MAM

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Contents

Yhteenveto **5**

1. Johdanto **7**
1.1. Hankealue 8
1.2. Arviointimenetelmät 8

2. Kalat – lähtötilanteen kuvaus **9**
2.1. Kalaekologia hankealueella 9
2.1.1. Kalastotutkimukset hankealueella 11
2.2. Tärkeimmät kalakannat hankealueella 12
2.2.1. Silli 13
2.2.2. Simput 13
2.2.3. Kuore 14
2.2.4. Muikku 14
2.2.5. Siika 15
2.2.6. Kiiski 15
2.2.7. Merilohi 15
2.2.8. Ankerias 16
2.2.9. Muut lajit 16
2.2.10. Hankealueen arvioitu yleinen merkitys kalojen elinympäristönä 17

3. Merinisäkkäät - lähtötilanteen kuvaus **17**
3.1. Harmaahylkeet 17
3.1.1. Harmaahylkeen suojelutilanne 19
3.1.2. Laineen merituulivoimapuiston alueen merkitys harmaahylkeille 19
3.2. Norpat 21
3.2.1. Norpan suojelutilanne 24
3.2.2. Laineen merituulivoimapuiston alueen merkitys norpille 24
3.2.3. Olemassa oleva kuormitus - hylkeet 26

4. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana **26**
4.1. Vaikutuskynnykset kaloille ja hylkeille 26
4.1.1. Sovellettava kynnysarvo kaloille 26
4.1.2. Sovellettu kynnysarvo hylkeille 28

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

4.2. Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu 29
4.2.1. Paalutuksen tulokset 32
4.2.2. Vaikutustenarviointi – kalat 35
4.2.3. Vaikutustenarviointi - hylkeet 36
4.3. Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu 37
4.3.1. Vaikutustenarviointi – kalat 40
4.3.2. Vaikutustenarviointi - hylkeet 40

5. Vaikutusten arviointi - Vedenalainen melu toiminnan aikana 41
5.1. Toimintamelu 41
5.1.1. Vaikutustenarviointi, kalat 44
5.1.2. Vaikutustenarviointi – hylkeet 45

6. Kumulatiiviset vaikutukset 47

7. Johtopäätös 48

8. Viittaukset 49

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Yhteenveto

OX2 AB suunnittelee Laineen merituulivoimapuistoa Perämerelle. Merituulivoimapuiston rakentaminen ja käyttö altistaa alueen merieläimet melulle, joka johtuu pääasiassa paalutuksesta, lisääntyneestä laivaliikenteestä ja turbiinien toiminnasta aiheutuvasta melusta. Siksi tässä raportissa arvioidaan mallinnettuja äänenpainetasoja suhteessa eläinten alueelliseen ja ajalliseen jakaumaan ja niiden herkkyyteen vedenalaiselle melulle Laineen merituulivoimapuiston hankealueella. Näin voidaan laatia kokonaisarvio melusaasteen määrästä, laajuudesta ja seurauksista.

Kenttätutkimusten ja eri lähteistä saatujen tietojen avulla selvitettiin, millainen eläinyhteisö alueella asuu tai vaeltaa alueen kautta. Alueella esiintyy kahta nisäkäslajia (harmaahylje ja norppa) ja suhteellisen pieni määrä kalalajeja, joista silakkaa ja simppuja on lukumääräisesti eniten. Kalat käyttävät merituulivoimapuiston hankealuetta pääasiassa ravinnonhankintaan, sillä alue on liian syvä, kylmä ja kaukana avomerellä mätimunien ja poikasten kuoriutumisen ja kasvun onnistumiselle. Sekä norppien että harmaahylkeiden lähimmät maallenousupaikat sijaitsevat yli 20 kilometrin päässä merituulivoimapuiston hankealueesta. Hylkeiden arvioitiin käyttävän hankealuetta vain rajoitetusti, ennen kaikkea siksi, että alueella on vähemmän kalaa kuin lähempänä rannikkoa sijaitsevilla tai matalammilla Perämeren alueilla.

Paalutusmelun kesto oli kolmesta arvioidusta melutyypistä lyhyin, mutta myös melun voimakkuus oli suurin. Paalutus voi mahdollisesti aiheuttaa välttämisreaktioita, tilapäistä ja pysyvää kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisen vaurion muuhun kuin kuulokudokseen.

Kalojen osalta mallinnettu akustisen vaurion kynnysetäisyys oli <100–1100 m aikuisilla tai nuorilla kaloilla ja 525–650 m mädillä ja kalanpoikasilla. Mallinnettu raja-arvo kalojen tilapäiselle kuulonalenemalle oli 6–17,9 km. Paalutuksesta kaloilla aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin kohtalaisen negatiiviseksi. Paalutuksen kokonaisvaikutukset merituulivoimapuiston rakentamisen aikana arvioitiin pieniksi, mikä johtuu pääasiassa alueen kalojen vähäisyydestä ja siitä, että aluetta ei käytetä kutemiseen.

Mallinnettu etäisyysraja hylkeiden pysyville tai tilapäisille kuulonalenemille oli <100 m ja <200 m, ja välttämiskäyttäytymisen kynnys oli 6–7,45 km. Paalutuksesta hylkeille aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin pieneksi negatiiviseksi. Paalutuksen kokonaisvaikutukset merituulivoimapuiston rakentamisen aikana arvioitiin pieniksi, koska hankealueella on vain vähän hylkeitä sekä muista merituulivoimapuistoista saatujen kokemuksien perusteella.

Aluksista aiheutuva melu ei ole yhtä voimakasta kuin paalutusmelu, mutta se on pitkäkestoisempaa ja laajempaa. Laineen merituulivoimapuiston hankealueella kulkee intensiivisesti käytettyjä laivareittejä, ja alueen suhteellisen vähäiset eläimet ovat todennäköisesti sopeutuneet tiettyyn aluksista aiheutuvan melun määrään. Alusmelusta Laineen merituulivoimapuistolle kaloille aiheutuvan vaikutuksen suuruus ja laajuus sekä seuraukset arvioitiin sen vuoksi merkityksettömäksi. Hylkeiden osalta alusmelusta aiheutuvien vaikutusten suuruus ja laajuus arvioitiin pieneksi negatiiviseksi ja seuraukset vähäisiksi.

Tuulivoimaloiden toimintaan liittyvät melupäästöt ovat aerodynaamista ja mekaanista melua, jotka ovat tässä raportissa käsitellyistä melutasoista vähiten kuultavat melutasot. Muista merituulipuistoista tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että useiden toiminnassa olevien tuulivoimaloiden aiheuttama kumulatiivinen melutaso on selvästi alle ympäristön melutason alueilla, joilla alusten aiheuttama melutaso on korkea ja tuulennopeus on suuri. Näin odotetaan olevan myös Laineen merituulivoimapuiston alueella. Toimintamelusta alueen kaloille ja hylkeille aiheutuvan vaikutuksen suuruus ja laajuus sekä seuraukset arvioitiin sen vuoksi merkityksettömäksi.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Taulukko 0.1 esittää rakentamisen ja käytön aikaisen vedenalaisen melun kaloille ja hylkeille aiheutuvien vaikutusten arvioinnin tulokset.

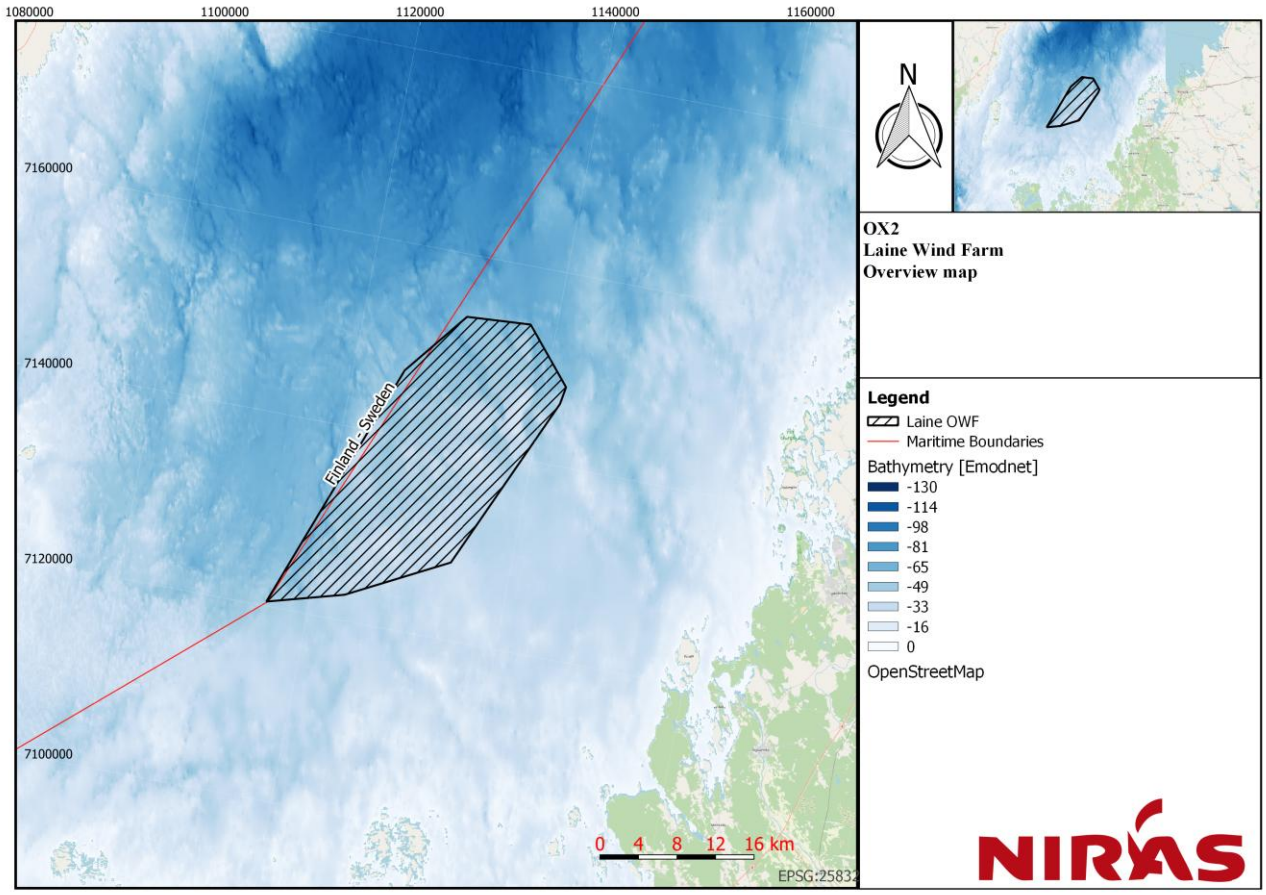
Taulukko 0.1 Laineen merituulivoimapuiston rakennuksesta ja voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni
Paalutus - hylkeet	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni
Laivamelu - kalat	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön
Laivamelu - hylkeet	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen
Toimintamelu - kalat	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön
Toimintamelu - hylkeet	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

1. Johdanto

OX2 AB suunnittelee Laineen merituulivoimapuistoa Perämerelle Suomen talousvyöhykkeelle (Kuva 1.1). Tässä raportissa esitetään tiedot ympäristövaikutusten arvioinnista (YVA) rakennus- ja käyttövaiheen vedenalaisen melun vaikutuksista kaloihin ja merinisäkkäisiin. Raportissa esitetään lyhyt kuvaus Perämeren ja Laineen merituulivoimapuiston hankealueen merinisäkkäiden ja kalojen lähtötilanteesta. Kalojen ja merinisäkkäiden lähtötilanteen kuvaukset perustuvat olemassa olevaan tietoon ja tuulivoimapuistoalueella tehtyihin kalojen koekalastustutkimuksiin. Lähtötilannetta koskevassa luvussa arvioidaan alueen merkitystä relevanteille kala- ja merinisäkäslajeille.



Kuva 1.1: Yleiskuva Laineen merituulivoimapuistosta (musta) ja sitä ympäröivästä alueesta.

Perustusten asentamisesta merinisäkkäille ja kaloille aiheutuvien vaikutusten arvioimiseksi on tehty paikkakohtainen vedenalaisen melun mallinnus, ja mallinnuksen lyhyt kuvaus esitetään kohdassa 4.2. Yksityiskohtaisempi kuvaus vedenalaisen melun mallintamisesta löytyy teknisestä raportista (NIRAS, 2023). Muiden rakennus- ja käyttövaiheeseen liittyvien, vedenalaista melua aiheuttavien toimintojen kuvaukset perustuvat olemassa olevaan tietoon, ja kuvaukset löytyvät tästä raportista. Luvuissa 4 ja 5 arvioidaan rakentamis- ja käyttövaiheen aikana kaloihin ja merinisäkkäisiin kohdistuvan vedenalaisen melun vaikutuksia.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

1.1. Hankealue

Laineen merituulivoimapuisto sijaitsee PerämerelläPerämerellä Suomen talousvyöhykkeellä, noin 30 km Pietarsaaresta länteen ja 25 km päähän rannikosta (ks. Kuva 1.1). Hankealueen pinta-ala on noin 451 km^2.

Hankkeessa asennetaan hankealueelle enintään 150 tuulivoimalaa, joiden kapasiteetti on 15–25 MW voimalaa kohden. Voimaloiden perustustyypeistä ei ole vielä päätetty, vaan vaihtoehtoja on vielä useita. Vaihtoehtona on käyttää joko yksin tai yhdistelmänä halkaisijaltaan enintään 18-metrisiä junttapaaluperustuksia, 3- tai 4-jalkaisia ristikkorakenteisia perustuksia, joissa käytetään enintään 8 metrin pienpaaluja, tai vaihtoehtoisia perustuksia, kuten painovoimaperustuksia.

1.2. Arviointimenetelmät

Suunnitellun toiminnan mahdollisia vaikutuksia ja seurauksia kaloihin ja merinisäkkäisiin on etsitty ja arvioitu järjestelmällisellä menetelmällä, ja vastaavasti on myös kuvattu näitä vaikutuksia lieventäviä suojatoimenpiteitä. Tässä raportissa käytetään termejä *herkkyys, vaikutus* ja *seuraus*.

- **Herkkyys**: Vastaanottajan tai lajin herkkyys kyseiselle vaikutukselle.
  Vastaanottajan herkkyyden arviointi perustuu nykyiseen tieteelliseen tietoon sekä kenttätyöstä saatuun tietoon. Vastaanottajan herkkyys voi olla pieni, kohtalainen tai suuri. Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan seuraavien seikkojen perusteella:
  - Vastaanottajan tila, mukaan lukien populaatiotrendit, runsaus ja esiintymät.
  - Vastaanottajan herkkyys kyseiselle ympäristövaikutukselle ja sen kyky sopeutua paineeseen. Tässä tapauksessa vedenalainen melu.
  - Vastaanottajan herkkyys eri vuodenaikoina (vastaanottaja voi esimerkiksi olla herkempi pariutumis- tai muuttoaikoina).

- **Vaikutuksen koko ja laajuus:**
  <u>Vaikutus (impact):</u> Viittaa projektitoiminnasta johtuvaan fyysisen ympäristön muutokseen. Esimerkiksi: syntyvä melu, päästöt, arvokkaiden luonnonympäristöjen menetys, liikenteen lisääntyminen alueella. Vaikutus voi olla paikallinen, alueellinen tai kansallinen ja lisäksi joko lyhytaikainen, tilapäinen tai pysyvä.
  <u>Vaikutus (effect):</u> Kuvaa sen merkitystä, joka vaikutuksella arvioidaan olevan ympäristön olemassa oleviin arvoihin. Näin ollen kuvaus vaikutuksen laajuudesta. Vaikutuksia on tarkasteltava suhteessa kyseisen alueen erityisolosuhteisiin eli siihen, mikä tekee ympäristöstä arvokkaan, mihin arvoihin vaikutus kohdistuu ja kuinka herkkiä ne ovat. Jos alueella on vain vähän arvoa, vaikutuksellakin on pienempi merkitys. Jos alue on kuitenkin arvokas tai herkkä, vaikutukset ovat merkittävämpiä.

- **Seuraus**: Arvio siitä, kuinka tärkeitä ympäristövaikutukset ovat ilmaston, ihmisten terveyden, biologisen monimuotoisuuden tai muiden asiaan liittyvien tekijöiden kannalta. Seurausten arvioinnissa otetaan huomioon vaikutuksen laajuus, merkitys ympäristöarvoille ja se, kuinka suuri vaikutuksen odotetaan olevan. Arvioinnin vertailukohta on "ei toimia" -vaihtoehto, ns. nollavaihtoehto. Nollavaihtoehto kuvaa alueen odotettua tulevaa kehitystä, jos hanketta ei toteuteta.

Vaikutuksista tehdään aluksi seulonta, jossa kuvataan millaisia vaikutuksia suunnitellulla toiminnalla voi olla. Vaikutusten ja seurausten kokonaisarviointia varten tehdään arvio lajin (vastaanottajan) herkkyydestä. Tämän jälkeen arvioidaan toiminnan oletettu vaikutus lajiin. Toiminnan jälkeisten mahdollisten seurausten arviointi tehdään painottamalla vastaanottajan herkkyyttä vaikutuksen laajuuteen nähden. Tämän perusteella arvioidaan, mitä ympäristöseurauksia hankkeella voi olla (Taulukko 1.1).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Taulukko 1.1: Arviointimatriisi, jota käytetään tietyn vaikutuksen mahdollisten seurausten arvioimiseen.

Seurauksen merkitys		Vaikutuksen suuruus ja laajuus						
		Suuri negatiivinen	**Kohtalainen negatiivinen**	**Pieni negatiivinen**	**Merkityksetön**	**Pieni positiivinen**	**Kohtalainen positiivinen**	**Suuri positiivinen**
Vastaanottajien herkkyys	**Pieni**	Kohtalainen	Pieni	Vähäinen	Merkityksetön	Vähäinen	Pieni	Kohtalainen
	Kohtalainen	Suuri	Kohtalainen	Pieni	Merkityksetön	Pieni	Kohtalainen	Suuri
	Suuri	Erittäin suuri	Suuri	Kohtalainen	Merkityksetön	Kohtalainen	Suuri	Erittäin suuri

Vastaanottajan herkkyyttä arvioidaan suhteessa olennaisiin vaikutuksiin suunnitellun hankkeen eri vaiheissa. Vaikutusten suuruuden ja laajuuden arvioimiseksi arvioinnit perustuvat *pahimpiin skenaarioihin*, joissa vaikutusten odotetaan olevan suurimmat.

2. Kalat – lähtötilanteen kuvaus

Tässä luvussa on taustatietoja hankealueella elävästä tai aluetta hyödyntävästä kalayhteisöstä. Alueen ja sen kalayhteisön yleisen esittelyn ja arvioinnin lisäksi luvussa käydään läpi hankealueella tehtyjen kalatutkimusten tulokset. Lopuksi kuvataan hankealuetta hyödyntävät kalalajit ja arvioidaan hankealueen merkitys lajien elinympäristönä.

2.1. Kalaekologia hankealueella

Maailman kalalajeista 95 prosenttia on sopeutunut elämään joko hyvin vähäsuolaisissa vesissä (makean veden lajit) tai vesissä, joissa on täysi meriveden suolapitoisuus (merilajit). Loput viisi prosenttia ovat niin sanottuja euryhaliinisia kaloja, jotka selviytyvät monenlaisissa suolapitoisuuksissa (McCormick, Farrell, & Brauner, 2013).

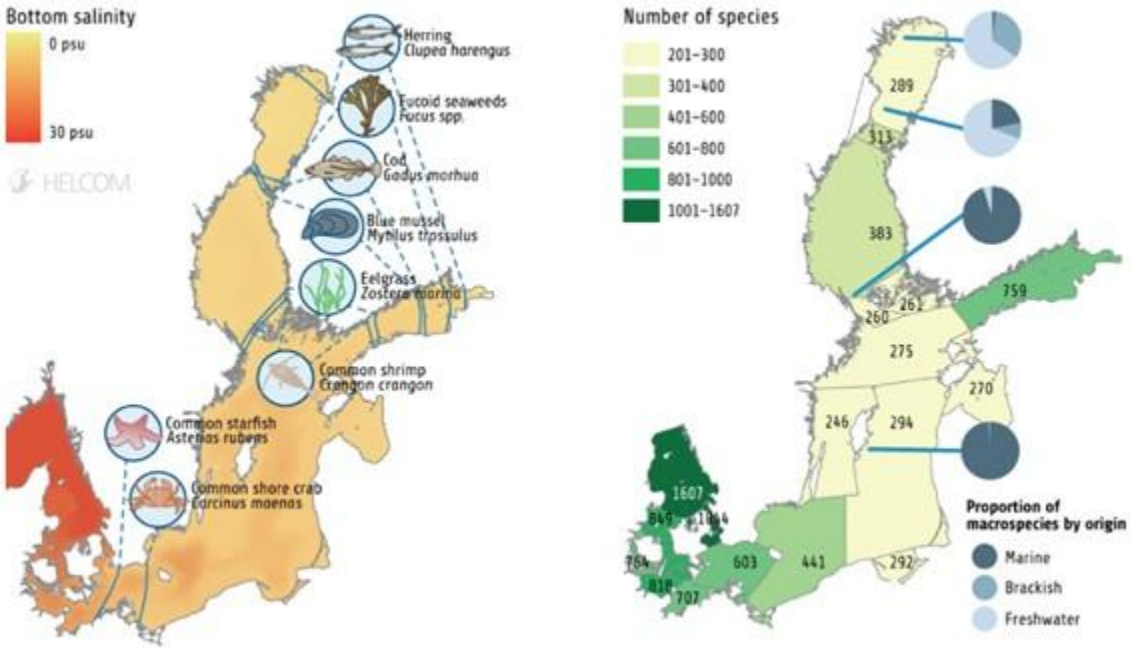
Koska Itämereen virtaa runsaasti makeaa vettä ja Itämeren ja Pohjanmeren välinen meriveden vaihto on vähäistä, Itämeri on murtovettä, jonka suolapitoisuus laskee Pohjanmeren rajalla olevasta 30 PSU:sta lähes 0 PSU:n suolapitoisuuteen Perämeren pohjoisosan saaristossa (Emeis, Struck, Blanz, Kohly, & Voβ, 2003).

Itämeren murtovesi aiheuttaa fysiologista stressiä sekä meri- että makean veden eliöille. Meren yleinen lajikoostumus muuttuu läntisen Itämeren tavanomaista meriympäristöä muistuttavasta lajistosta pohjoisen Perämeren saaristossa järvijärjestelmää muistuttavaksi (HELCOM, 2018d; Naturvårdsverket, 2012) (Kuva 2.1.

Itämerellä tavataan joitakin esimerkkejä geneettisestä sopeutumisesta ja monipuolistumisesta. Esimerkiksi silakan ja turskan kaltaisten merilajien populaatiot ovat kasvattaneet suolapitoisuuden sietokykyään ja sopeutuneet elämään murtovedessä (Johannesson & André, 2006). Tämän lisäksi meressä elää useita euryhaliinisia lajeja, kuten merilohi, taimen ja ankerias, jotka voivat käyttää elinkaarensa aikana sekä merivettä että makeaa vettä.

Itämeri on siis kaloille monimutkainen ekologinen lokero ja suhteellisen vähälajinen ympäristö, jossa kalayhteisöjen koostumus vaihtelee maantieteellisesti(HELCOM, 2018d; Naturvårdsverket, 2012).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 2.1: Vasen kuva: Itämeren pohjan suolapitoisuus ja eräiden lajien levinneisyysrajat. Oikea kuva: Itämeren lajien kokonaismäärä ja lajien osuus alkuperän (meri-, murto- tai makea vesi) mukaan. Kuvan lähde: (HELCOM, 2018d). Pohjanlahti on makean veden lajien hallitsema, mutta suhteellisen vähälajinen.

Laine-hankkeen alue sijaitsee PerämerelläPerämerellä, Itämeren vähiten suolaisessa päässä. Perämeren vesiympäristö on ainutlaatuinen sekoitus fysikaalis-kemiallisia olosuhteita. Meren elinympäristö ei sovellu useimmille muutoin Pohjoismaissa esiintyville meri- ja makeanveden kalalajeille, ja hankealue on siten suhteellisen vähäkalainen ympäristö, jota asuttaa omintakeinen kalalajien yhdistelmä.

Perämeren alueella esiintyvää kalayhteisöä hallitsevat lajit, jotka liitetään yleensä makean veden järjestelmiin. Keskeiset makean veden lajit, kuten hauki, ahven ja kuha, eivät ole yleisiä avomerialueilla, vaikka ne ovat tärkeitä petokaloja Perämeren rannikkoalueilla(Appelberg, Holmquist, & Forsgren, An alternative strategy for coastal fish monitoring in the Baltic Sea., 2003; Naturvårdsverket, 2010). Nämä lajit suosivat suhteellisen lämmintä vettä, ja ne pyrkivät etsimään tällaisia olosuhteita pääasiassa oleskelemalla rannikkoalueilla tai matalilla alueilla. Laineen hankealueen sijainti avomerellä ja pohjaveden alhainen lämpötila kesäisin vähentävät hankealueen soveltuvuutta näiden lajien elinympäristöksi (Happo & Vatanen, 2022; Mattila, Halonen, & Vatanen, 2022; Saulamo & Neuman, 2002). Sama koskee useita muita makean veden lajeja, joita on havaittu Perämeren rannikkoympäristöissä tehdyissä tutkimuksissa (Appelberg, Holmquist, & Forsgren, An alternative strategy for coastal fish monitoring in the Baltic Sea., 2003). Hankealueen avomeren elinympäristöjä käyttävien makean veden lajien määrä on näin ollen suhteellisen pieni.

Perämeren merkittävin merikala on alueen silakkakanta, ja tämä pätee myös Laine-hankkeen alueella (Jorgensen, Hansen, Bekkevold, Ruzzante, & Loeschke, 005; Saulamo & Neuman, 2002). Muiden merilajien, kuten merineulan, kivinilkan ja kilohailin, joita on pyydetty tutkimuksissa noin 100 kilometriä hankealueesta etelään, odotetaan harhailevan vain satunnaisesti pohjoiseen, hankealueen vähemmän suolapitoisiin vesiin (Appelberg, Holmquist, & Forsgren, An alternative strategy for coastal fish monitoring in the Baltic Sea., 2003; HELCOM, 2018d; Naturvårdsverket, 2010). Perämeren suolapitoisuus on myös niin alhainen, että muutoin Itämereen sopeutuneet turskakannat eivät elä alueella.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Perämeren euryhaliinisia lajeja ovat siika, lohi, taimen ja ankerias, jotka kaikki hyödyntävät elinkaarensa aikana sekä meri- että makean veden ympäristöjä. Nämä lajit ovat yleensä vaeltavia, joten niiden odotetaan käyttävän hankealuetta joko ravinnon hankintaan tai liikkuessaan sen läpi. Lisäksi jotkin simppulajit ovat euryhaliinisia, vaikka ne elävätkin koko elämänsä meri- tai murtovesissä. Kaikkia näitä lajeja voi esiintyä avomerialueilla ja siten myös hankealueella.

Perämeren kalojen vähäisen monimuotoisuuden vuoksi myös lahden kaupallisesti hyödynnettävien lajien luettelo on suhteellisen lyhyt. Tämä koskee erityisesti avomerialueita, joilla Perämeren kaupallinen kalastus keskittyy pääasiassa silakkaan ja vähäisemmässä määrin siikaan, muikkuun ja merilohen pyyntiin (Söderkultalahti & Rahikainen, Commercial marine fishery catch continued to decrease in 2021 https://Www.Luke.Fi/En/News/Commercial-Marine-Fishery-Catch-Continued-to-Decrease-in-2021., 2021). Näin on ollut myös historiallisemmassa mielessä (Stephenson, et al., 2002). Perämeren kaupallinen avomerikalastus ei ole viime vuosikymmeninä vähentynyt samalla tavalla kuin muualla Itämerellä (Hamrén, 2021).

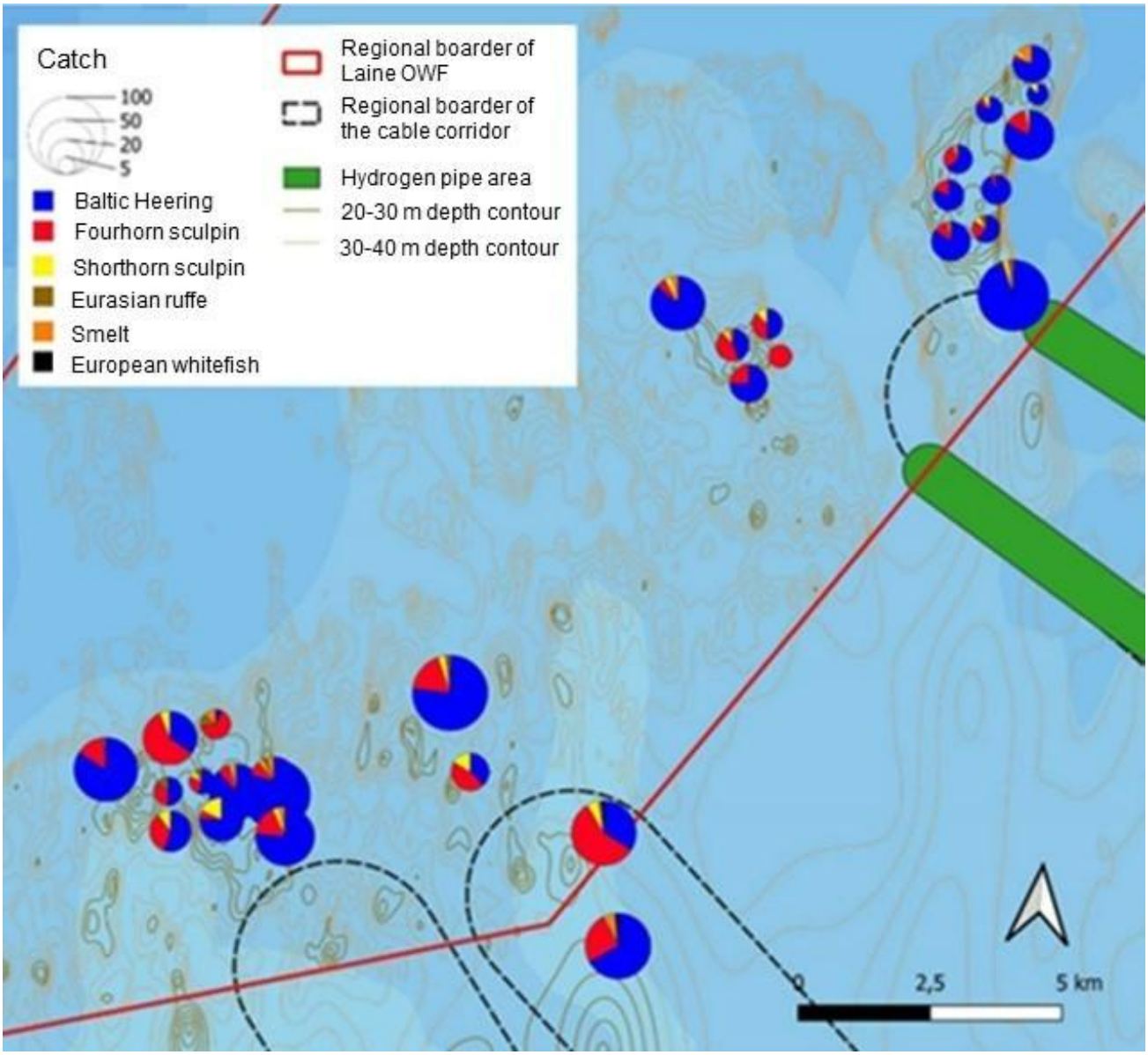
Laineen merihankkeen alueen ympäristöominaisuuksien vuoksi kalojen luonnollinen monimuotoisuus on siis suhteellisen vähäistä. Elinympäristöä asuttavat pääasiassa erilaisia suolapitoisuuksia sietävät euryhaliiniset kalalajit, ja muuten olosuhteet ovat siedettävät tai hyvät vain harvoille meri- ja makean veden lajeille.

2.1.1. Kalastotutkimukset hankealueella

Laineen hankealueella tehtiin heinäkuussa 2022 kaksi kertaa 30:llä paikalla verkkokalastustutkimus, jonka tarkoituksena oli selvittää alueella elävää lajikoostumusta. Tämä on tutkimuksessa yleisesti käytetty työkalu, jolla saadaan tietoa Itämeren ekosysteemin koostumuksesta (Bergström, et al., 2016; HELCOM, 2018c). (Happo & Vatanen, 2022) sisältää yksityiskohtaiset tiedot vuoden 2022 tutkimusmenetelmästä.

Tutkimuksessa hankealueelta löydettiin kuutta kalalajia: silakkaa, härkäsimppua, isosimppua, kiiskeä, kuoretta ja siikaa. Silakkaa ja härkäsimppua esiintyi eniten kaikilla 30 asemalla (Kuva 2.2), yhteensä 71 % kaikista pyydetyistä yksilöistä oli silakkoja ja 21 % härkäsimppuja.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 2.2: Sijainti ja saaliit 30 tutkimuspaikassa heinäkuun 2022 tutkimuksessa. Kuva muokattu mukaillen Happo ja Vatasta (2022). Lisätietoja: Happo ja Vatanen (2022).

Yhteenlasketun saaliin biomassasta 47 prosenttia oli silakkaa, 41 prosenttia härkäsimppua ja 9 prosenttia isosimppua, kun taas kuoreen, kiisken ja siian osuus biomassasta oli noin 1 prosentti.

Tutkimuksessa ei löytynyt lohia, muikkuja tai ankeriaita, vaikka nämä kalat todennäköisesti hyödyntävät aluetta jossain määrin.

2.2. Tärkeimmät kalakannat hankealueella

Seuraavassa luvussa kuvataan tärkeimmät Laineen hankealueella elävät kalalajit, niiden suojelutilanne ja hankealueen merkitys niille. Mukana ovat ne kuusi lajia, joita saatiin saaliiksi vuoden 2022 tutkimuksissa. Lisäksi mukana ovat myös merilohi, muikku ja ankerias.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

2.2.1. Silli

Silakat ovat murtoveteen sopeutuneita sillejä, ja niillä on useita toisistaan erillään lisääntyviä populaatioita, jotka kutevat Itämeren eri osissa (Jorgensen, Hansen, Bekkevold, Ruzzante, & Loeschke, 005; Lamichhaney, et al., 2012). Perämeren silakkakanta on vähemmän vaeltava kuin sen naapurikannat, ja Perämeren silakkayksilöt viettävät yleensä koko elinkaarensa lahdella (Saulamo & Neuman, 2002). Silakat syövät pääasiassa erilaisia eläinplanktonlajeja, mutta voivat käyttää myös muuta ravintoa, esimerkiksi mätimunia (Arrhenius & Hansson, 1993; Köster, 2000). Silakat kutevat suhteellisen matalissa vesissä erilaisissa pohjissa, mutta välttävät pehmeää sedimenttipohjaa (Aneer, 1989). Se on pelaginen laji, jota tavataan usein avomerialueilla, kuten Laineen hankealueella, jossa sitä esiintyi runsaasti myös vuoden 2022 tutkimuksen aikana(Happo & Vatanen, 2022). Silakalla on taipumus muodostaa parvia ja hakeutua syvempiin vesiin päiväsaikaan todennäköisesti suojautuakseen saalistukselta, sillä silakka on useiden kala-, lintu- ja nisäkäslajien suosima ravintokohde. (Nilsson, Thygesen, Lundgren, Nielsen, & Beyer, 2003). Silakka on keskeinen laji Perämeren ekosysteemissä.

Perämeren silakkapopulaatiota pidetään terveenä, ja sen arvioidaan olevan tällä hetkellä Itämeren suurin populaatio. Tämä johtuu siitä, että muut Itämeren silakkapopulaatiot ovat viime aikoina taantuneet, pääasiassa liikakalastuksen vuoksi (Hamrén, 2021). Populaatiota kuitenkin hallitaan suhteellisen niukoilla tiedoilla sen koosta ja rekrytoinnista. Itämeren silakan kalastuskiintiö PerämerelläPerämerellä lähes kaksinkertaistui vuoden 2020 tasosta vuosina 2021 ja 2022 ICESin uuden kannanarviointimenetelmän seurauksena (Hamrén, 2021; Söderkultalahti & Rahikainen, Commercial marine fishery catch continued to decrease in 2021 https://Www.Luke.Fi/En/News/Commercial-Marine-Fishery-Catch-Continued-to-Decrease-in-2021., 2021). Tämän seurauksia populaation tilalle ei vielä tiedetä.

Laineen hankealueen vedet ovat todennäköisesti liian syviä toimiakseen silakan kutualueena. Satunnaista kutua elinympäristössä ei voida täysin sulkea pois, vaikka se olisikin vähäistä verrattuna matalammissa ympäristöissä tapahtuvaan pääasialliseen kutemiseen. Myös hankealueella syntyvien jälkeläisten selviytyminen olisi epävarmaa. Silakan runsaus alueella vuoden 2022 tutkimuksessa viittaa siihen, että silakka käyttää aluetta ravinnonhankinta-alueena ja vaelluskäytävänä, kuten muitakin Perämeren merialueita. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys silakan kannalta arvioidaan kohtalaiseksi.

2.2.2. Simput

Isosimppu ja härkäsimppu ovat molemmat euryhaliinisia kaloja, jotka sietävät suurta suolapitoisuuden kirjoa, vaikka ne yleensä elävätkin koko elämänsä merivesissä tai murtovesissä (Fishbase, 2023a; Fishbase, 2023b; Life, 2023). Näistä kahdesta lajista härkäsimppu sietää parhaiten matalaa suolapitoisuutta, ja Ruotsissa ja Suomessa on myös sisävesien härkäsimppupopulaatioita. Molemmat lajit suosivat kylmiä vesiä ja sietävät hyvin alhaisia lämpötiloja, koska niiden veressä on jäätymisenestoproteiineja (Yamazaki, Nishimiya, Tsuda, Togashi, & Munehara). Molemmat lajit ovat pohjaeläimiä, jotka elävät suurimman osan elinkaarestaan suhteellisen paikallaan ja käyttävät ravinnokseen pieniä kaloja ja selkärangattomia (HELCOM, 2013c; HELCOM, 2013d). Kutu tapahtuu talvella, tyypillisesti matalammissa vesissä, ja aikuiset yksilöt siirtyvät takaisin syvempiin vesiin veden lämpötilan noustessa keväällä ja kesällä (NatureGate, 2021a; NatureGate, 2021b).

Iso- ja härkäsimput kiinnostavat kaupallisesti ja virkistyskäytössä vain vähän, ja kummankin lajin populaatiokokoja ja -dynamiikkaa PerämerelläPerämerellä tunnetaan suhteellisen niukasti. HELCOM on luokitellut molemmat lajit Itämerellä elinvoimaiseksi (Least Concern, LC), eikä lajiin kohdistuvia uhkia ole havaittu Perämeren alueella (HELCOM, 2013c; HELCOM, 2013d).

Laineen hankealueella vuoden 2022 tutkimuksessa havaittu suhteellisen suuri isosimppuosuus on yllättävää, sillä lajin on raportoitu olevan runsaampi etelämpänä Itämerellä (Happo & Vatanen, 2022; HELCOM, 2013d). Isosimput sietävät paremmin korkeampia lämpötiloja kuin härkäsimput, ja jälkimmäiset ovat saattaneet siirtyä

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

syvemmälle ja kylmempiin vesiin tutkimushetkellä välttääkseen yli 10° C:n lämpötiloja, joita havaittiin pohjassa tutkimuksen aikana (Mattila, Halonen, & Vatanen, 2022). Hankealue on todennäköisesti liian syvä toimiakseen molempien lajien kutualueena, mutta se toimii muiden merialueiden tapaan ravinnonhankinta-alueena kutuajan ulkopuolella. Satunnaista kutua elinympäristössä ei voida täysin sulkea pois, mutta se olisi vähäistä verrattuna matalammissa ympäristöissä tapahtuvaan pääasialliseen kutemiseen, ja jälkikasvun elinkelpoisuus hankealueella olisi epävarmaa. Näin ollen hankealueen merkitys isosimpun ja härkäsimpun kannalta arvioidaan kohtalaiseksi.

2.2.3. Kuore

Kuore suosii kylmää ja hyvin hapekasta vettä, ja se on laajalle levinnyt PerämerelläPerämerellä, jossa ei ole pysyvää halokliinia. Laji on yleinen rannikkovesissä, mutta tärkeimmät kuorekannat esiintyvät alueilla, joilla vesi on ympärivuotisesti matalalämpöistä ja suhteellisen happipitoista, tyypillisesti suurten jokisuistojen ja laguunien läheisyydessä (Shpilev, Ojaveer, & Lankov, 2005). Kuore kutee joissa, lahdissa ja salmissa, joissa veden lämpötilat ovat korkeampia. Suomen Perämeren alueella kutuolosuhteet ovat kuoreille erityisen suotuisat lähellä rantaa (CHM, 2019). Kuoreen ruokavalio on sekoitus selkärangattomia ja kaloja (Taal, et al., 2014).

Kuoretta kalastetaan kaupallisesti, ja Suomessa puretut kuoresaaliit ovat kaksinkertaistuneet tai nelinkertaistuneet ennätystasolle yli 2 000 tonniin vuosina 2019–2021 verrattuna vuotta 2018 edeltävään tasoon (Luke, 2023). Perämeren kuorekannan tilasta on vain vähän tietoa.

Laineen hankealueella pyydettiin vuoden 2022 tutkimuksessa (Mattila, Halonen, & Vatanen, 2022) yhteensä 23 kuoretta. Vaikka silakkaa (774 pyydettyä yksilöä) ja simppuja (276 pyydettyä yksilöä) on paljon enemmän, kuore näyttää silti käyttävän aluetta jossain määrin, todennäköisesti ravinnonhankintaan tai vaelluskäytävänä. Hankealue ei todennäköisesti ole erityisen tärkeä ruokailualue kuoreelle, eikä se todennäköisesti kude hankealueella. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys kuoreen kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi.

2.2.4. Muikku

Muikku on pieni lohikala, joka tyypillisesti elää Länsi- ja Pohjois-Euroopan syvissä ja vähäravinteisissa järvissä, mutta sitä tavataan myös Perämeren vähäsuolaisemmilla alueilla (López, et al., 2022). Se elää vain vesissä, joiden suolapitoisuus on alle 2–3 PSU:ta. Muikku kutee lokakuusta joulukuuhun jokisuistoissa ja matalilla rannikkoalueilla, ja se on tunnettu voimakkaista ja arvaamattomista kannanvaihteluistaan, jotka johtuvat rekrytoinnin suurista vaihteluista. (Lehtonen, Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. Finnish Fisheries Research., 1982). Muikku syö pääasiassa eläinplanktonia tai suurempia saaliseläimiä, kuten hyönteisiä ja kalanpoikasia. Muikkujen vaelluksia tavataan Perämerellä vain niukasti, mutta alueella saattaa esiintyä syntymäpaikalle palaamista, jossa täysikasvuiset yksilöt palaavat kutemaan lähtöalueelleen. (Enderlein, 1986).

Kaupallinen muikun kalastus on taloudellisesti tärkeää sekä Ruotsissa että Suomessa. Muikun kalastusta hallitaan käytännössä kahtena eri kantana (ruotsalainen ja suomalainen), vaikka kannan koostumus on monimutkainen ja koostuu todennäköisesti useista osapopulaatioista (Bergenius, Gårdmark, Ustups, Kaljuste, & Aho, 2011; Lehtonen, Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. Finnish Fisheries Research., 1982; Luke, 2023). Kalakannan koon seuranta Suomen vesillä on aloitettu vasta vähän aikaa sitten, mutta muikun puretut saaliit ovat vähitellen kasvaneet Suomessa vuosien 1980–2000 matalimmasta tasosta (noin 100 tonnia tai alle) 373 tonniin vuonna 2021 (Luke, 2023). Kalastus tapahtuu pääasiassa syys- ja lokakuussa ennen kutuaikaa.

Vuoden 2022 tutkimuksessa ei saatu yhtään muikkua Laineen hankealueella (Happo & Vatanen, 2022). Muikun suolapitoisuusrajoitus 2-3 PSU sijoittaa hankealueen lajin levinneisyysalueen eteläreunaan (López, et al., 2022). Muikku saattaa käyttää hankealuetta satunnaisesti, mutta alue ei todennäköisesti ole sille tärkeä elinympäristö sen enempää ravinnonhankinnan, vaelluksen kuin kutemisenkaan kannalta: suurin osa näistä toiminnoista

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

tapahtuu todennäköisesti lähempänä rannikkoa sijaitsevilla alueilla, kun taas kutu rajoittuu jokisuistoihin tai mataliin rannikkoalueisiin. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys muikun kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.5. Siika

Itämeren murtovedessä ja sen makean veden sivujoissa elävä siika on ekologisesti ja taloudellisesti tärkeä kala, josta on sekä meressä kutevia että makeassa vedessä eläviä muotoja (Lehtonen, Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. Finnish Fisheries Research., 1982; Sõrmus & Turovski, 2003). Kutu tapahtuu syksyllä (Veneranta, Urho, Koho, & Hudd, 2013). Makeanveden kalamuodon kutualueet sijaitsevat joissa, joiden virtaamat vaihtelevat(Larsson, et al., 2013). Meressä kutevan kalamuodon kutualueet puolestaan sijaitsevat useimmiten matalissa lahdissa, joissa on hiekka-, kivi- ja/tai sorapohja (Sõrmus & Turovski, 2003). Siika syö pääasiassa eläinplanktonia ja selkärangattomia.

Euroopan siikakantoihin kohdistuu paineita Itämerellä (Veneranta, Urho, Koho, & Hudd, 2013), ja Suomen kaupalliset siikasaaliit olivat ennätyksellisen alhaiset 329 tonnia vuonna 2021 (Luke, 2023). Lajin taantuminen liittyy todennäköisesti liikakalastukseen, pääasiassa rannikkoalueiden rehevöitymiseen ja rajoitettuun pääsyyn kutualueille (makean veden kutumuodon osalta) (Verliin, Saks, Svirgsden, Vetemaa, & Saat, 2011).

Siika voi olla hyvin vaeltava ja kulkea suuressa osassa Itämerta ravinnonhankintamatkoillaan (Lehtonen & Himberg, Baltic Sea migration patterns of anadromous, Coregonus lavaretus (L.) s.str. and sea-spawning European whitefich, C.l. widegreni Malmgren. , 1992). Laineen hankealue ja vastaavat avomerialueet ovat siten siian mahdollisia ravinnonhankinta-alueita tai vaelluskäytäviä. Vuoden 2022 tutkimusten aikana Laineen hankealueella saatiin saaliiksi yhteensä kaksi yksilöä, mikä vahvistaa, että siika vaeltaa alueen läpi tai ruokailee siellä jossain määrin, vaikka käyttääkin mieluummin lähempänä rannikkoa sijaitsevia alueita(Happo & Vatanen, 2022). Siika kutee makeassa vedessä tai rannikkoalueilla. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys siian kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.6. Kiiski

Kiiski on yleinen Perämeren rannikkoalueilla (Appelberg, 2012; Appelberg, Holmquist, & Forsgren, 2003; Kagervall, 2008). Se on paljon jälkeläisiä tuottava ja yleensä lyhytikäinen laji, jonka aikuiskoko on noin 20 cm. (Fishbase.se., 2023). Se sietää jopa 10–12 PSU:n suolapitoisuutta ja suosii pehmeää pohjasedimenttiä tai syvempiä vesiä, joissa on hiekka- tai sorapohja. Kiisket syövät pääasiassa selkärangattomia pohjaeläimiä syvemmillä rannikkoalueilla, mutta vaeltavat keväällä mataliin ja lämpimämpiin vesiin kutemaan(Kottelat & Freyhof, 2007; Ravinet, Syväranta, Jones, & Grey, 2010).

Kiisket eivät ole kaupallisen kalastuksen tai virkistyskalastuksen kohdelajeja, ja niiden kantojen kokoa ja tilaa ei juurikaan tunneta Perämerellä.

Laineen hankealueella pyydettiin vuoden 2022 tutkimuksessa (Mattila, Halonen, & Vatanen, 2022) yhteensä 11 kiiskeä. Aikuiset yksilöt saattavat vaeltaa kesäisin jossain määrin syvemmille avomerialueille, kuten Laineen hankealueelle, vaikka suurin osa populaatiosta pysyttelee todennäköisesti lähempänä rannikkoa. Hankealue ei näin ollen todennäköisesti ole erityisen tärkeä ruokailualue kiisken kannalta, ja kiisken kutu tapahtuu yleensä matalissa, alle 3 metrin syvyisissä vesissä. Alueiden kautta tapahtuvan kiiskien vaelluksen arvioidaan olevan vähäistä verrattuna lähempänä rannikkoa sijaitsevien alueiden aktiivisuuteen. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys kiisken kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.7. Merilohi

Merilohi kutee ja aloittaa elinkaarensa makeassa vedessä, mutta saa suurimman osan ruumiinpainostaan avomerellä tapahtuvien ruokailukampanjoiden aikana (Aas, Einum, Klemetsen, & Skurdal, 2011). Itämeren populaatioiden yksilöt pysyvät Itämerellä ja muodostavat sekakannan meressä, kunnes yksilöt palaavat kutemaan

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

kotijokiinsa (Jutila, Jokikokko, Kallio-Nyberg, Saloniemi, & Pasanen, 2003; Kallio-Nyberg & Ikonen, 1992). Lohet ovat pelagisia ja vaeltavat yleensä avomerellä lähellä pintaa, kun taas merenpohjaan tai termokliiniin sukelletaan ravinnonhankinta- tai navigointitarkoituksessa (Reddin, Downton, Fleming, Hansen, & MAHON, 2011). Lohet syövät pääasiassa kaloja, ja silakka on lajin tärkeimpiä saaliskaloja Itämerellä(Salminen, Erkamo, & Salmi, 2011). Lohen tärkeimmät ravinnonhankinta-alueet sijaitsevat todennäköisesti eteläisellä Itämerellä (Jacobson, Gårdmark, & Huss, 2020).

Itämeren merilohikantoihin kohdistuu painetta, todennäköisesti koska jokien kutualueille pääsy on heikentynyt tai ekologiset olosuhteet ovat huonontuneet (Kautsky & Kautsy, 2000). Tämän vuoksi lohen virkistyskalastusta Itämeressä on rajoitettu (Alliance, 2022). Lohen kaupalliset puretut saaliit Suomessa olivat 200 000 kiloa vuonna 2021, pääasiassa Perämeren eteläpuolisesta kalastuksesta. Lohen puretut saaliit ovat Suomessa laskusuunnassa, vaikka kalastus on edelleen tärkeää lohen korkean markkinahinnan vuoksi (Söderkultalahti & Husa, 2022).

Laineen hankealue, joka sijaitsee avomerellä, on mahdollinen ravinnonhankinta-alue merilohille niiden kulkiessa Itämeren halki. Lohet näyttävät kuitenkin suosivan ruokailumatkoja meren eteläisempiin osiin (Jacobson, Gårdmark, & Huss, 2020). Lohi vaeltaa sekä rannikko- että avomerialueilla, joten jonkin verran lohen vaellusta hankealueen läpi todennäköisesti tapahtuu. Hankealueella ei todennäköisesti ole erityistä merkitystä lohelle, vaikka sen tärkeintä saaliseläintä, silakkaa, alueella esiintyykin (Happo & Vatanen, 2022) ja alueen kautta todennäköisesti tapahtuu jonkin verran vaellusta. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys merilohen kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.8. Ankerias

Ankerias on ikoninen laji, joka tekee pitkän kutuvaelluksen ravinnonhankinta- ja kasvuympäristöistään halki Euroopan ja Pohjois-Afrikan aina Sargassomerellä sijaitseville kutualueille (Aarestrup, 2009). Se käyttää makean veden ja rannikon ekosysteemejä kasvuympäristöinä, ja jopa kutuvaelluksensa aloittaneet aikuiset ankeriaat voivat viettää huomattavan osan ajasta tai talvehtia Itämeressä (Tambets, et al., 2021; Tzeng, Wang, Wickström, & Reizenstein, 2000). Ankeriaat ovat yleensä pohjaeläimiä, mutta liikkuvat kutuvaelluksensa aikana öisin sekä pelagisesti että lähellä pintaa (Westerberg, Lagenfelt, & Svedäng, 2007).

Ankerias on erittäin uhanalainen, ja suuri osa Itämeren ankeriaista on peräisin istutuksista (ICES, 2016). Ankerias oli aikoinaan kaupallisesti merkittävä laji suuressa osassa Eurooppaa, ja Suomesta vaeltavat ankeriaat joutuivat rannikkokalastuksen piiriin matkallaan Atlantin valtamerelle. Suomessa ankeriasta pyydetään lähinnä virkistyskalastuksessa tai sivusaaliina (FishinginFinland, 2018).

Ankeriaan elinympäristön käyttö on monitahoista, ja sitä on havaittu Itämerellä niukasti. Vaeltavat ankeriaat saattavat uida Laineen hankealueen läpi matkallaan kutualueelle. Tätä tapahtuu Suomessa keväällä ja alkukesästä. Avomerialueet voivat lisäksi toimia ankeriaiden talvehtimisympäristönä, vaikka tämä on nykytietämyksen perusteella spekulatiivista, ja talvehtiminen tapahtuu todennäköisesti lähempänä rannikkoa sijaitsevissa ympäristöissä. Ankeriaat tarvitsevat suhteellisen lämpimiä vesiä kasvaakseen (Sadler, 1979), ja hankealueen kaltaiset pohjoiset avomerialueet ovat todennäköisesti liian kylmiä toimiakseen ankeriaan tärkeinä kasvualueina. Näin ollen Laineen hankealueen merkitys ankeriaan kannalta arvioidaan pieneksi.

2.2.9. Muut lajit

Laineen hankealueella saattaa esiintyä jonkin verran myös muita lajeja, kuten ahven, hauki, kuha ja järvitaimen, sekä merilajeja, kuten merineula, kivinilkka ja kilohaili. Näitä lajeja ja useita muita esiintyy joko hakealueen eteläpuolella suolaisemmissa vesissä tai Perämeren rannikkoalueilla, joista ne voivat toisinaan siirtyä lahdelle tai kulkea sen kautta (Appelberg, Holmquist, & Forsgren, 2003; HELCOM, 2018d; Saulamo & Neuman, 2002).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Hankealue ei kuitenkaan todennäköisesti ole näille lajeille välttämätön elinympäristö, joten sen merkitystä näille lajeille ei arvioida tarkemmin.

2.2.10. Hankealueen arvioitu yleinen merkitys kalojen elinympäristönä

Laine-hankkeen alue on vähälajinen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä. Alue on kutualueeksi sopimaton tai arvioitu ei-toivotuksi kaikille sitä käyttäville lajeille, ja se on pääasiassa osa lajien suurempaa ravinnonhankinta-aluetta. Hankealue on liian kaukana avomerellä, ja vesi on liian kylmää verrattuna lämpimämpiin ja matalampiin rannikkoympäristöihin. On pieni todennäköisyys, että silakalla, isosimpulla tai härkäsimpulla on satunnaista kututoimintaa hankealueella, vaikka tällaisesta kutemisesta syntyvien jälkeläisten elinkelpoisuus on kyseenalaista. Jos kutemista ylipäätään esiintyy, se on laajuudeltaan hyvin marginaalista verrattuna rannikkoympäristössä tapahtuvaan pääasialliseen kutemiseen. Lähimmät sopivat kalojen kutualueet sijaitsevat lähempänä rantaviivaa ja siten useita kilometrejä hankealueelta. Hankealueella tapahtuu todennäköisesti jonkin verran vaellusta, kun lähinnä silakat, kuoreet, lohet ja siiat sekä kenties ankeriaat vaeltavat alueen läpi. Laine-hankkeen alueen merkitys kalojen kutualueena arvioidaan siis hyvin pieneksi tai pieneksi, ja sen merkitys vaelluskaloille arvioidaan pieneksi. Alueen merkitys kalojen ravinnonhankinnan kannalta arvioidaan pieneksi tai kohtalaiseksi, sillä lähinnä silakat, kuoreet ja simput käyttävät aluetta ravinnonhankintaan, mahdollisesti myös kiisket, lohet ja siiat.

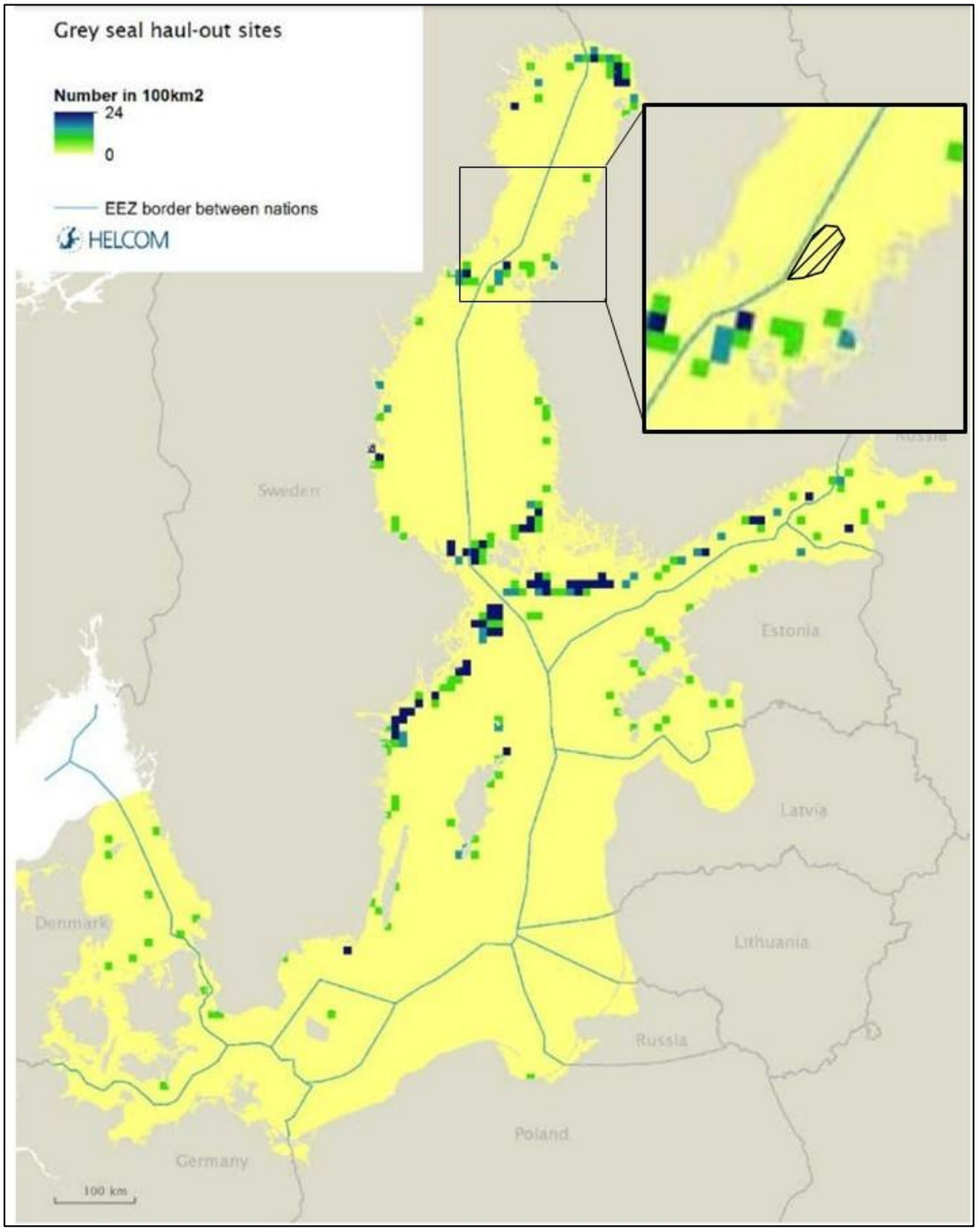
3. Merinisäkkäät - lähtötilanteen kuvaus

Tässä luvussa on taustatietoja kahdesta Perämerellä pysyvästi elävästä merinisäkäslajista, joita voi esiintyä Laineen merituulivoimapuiston hankealueella ja sen ympäristössä: harmaahylkeestä ja norpasta. Itämeren pyöriäistä voi esiintyä satunnaisesti merituulivoimapuiston alueella(Naturhistoriska riksmuseet, 2022), mutta alue sijaitsee populaation levinneisyysalueen ulkopuolella(NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission. , 2019), ja Pohjanlahtea pidetään yleensä lajille vähämerkityksisenä(Sveegaard, et al., 2022). Pyöriäistä ei sen vuoksi huomioida raportissa tarkemmin.

3.1. Harmaahylkeet

Harmaahyljettä *(Halichoerus grypus*) tavataan Pohjois-Atlantin itä- ja länsirannikolla. Suomen vesien harmaahylkeet kuuluvat Itämeren harmaahyljekantaan *(Halichoerus grypus grypus*) (HELCOM, 2018b; Olsen, Galatius, Biard, Gregersen, & Kinze, 2016). Harmaahylkeitä esiintyy koko Itämerellä ja ne ovat riippuvaisia rannikkovesistä, joissa on runsaasti ruokaa ja rauhallisia paikkoja maalle nousemiseen (Galatius, 2017). Ne syövät monenlaisia kaloja, ja ruokavalio vaihtelee sijainnin, vuodenajan ja saaliin saatavuuden mukaan (HELCOM, 2013a). Itämeren harmaahylkeiden maallenousupaikat on esitetty kohdassa Kuva 3.1.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 3.1: Harmaahylkeiden maallenousupaikat Itämerellä ja Kattegatissa sekä Laineen merituulivoimapuiston hankealue (musta monikulmio). Kartta sisältää kaikki tällä hetkellä tunnetut maallenousupaikat. Lähde (mukaillen) (HELCOM, 2018a).

Itämeren harmaahylje synnyttää helmi-maaliskuussa (Härkönen, et al., 2007). Itämerellä hylkeet synnyttävät enimmäkseen ajojäällä, vaikka joillakin alueilla hylkeet synnyttävät myös maalla, jos merijäätä ei ole riittävästi (Jüssi, Härkönen, Helle, & Jüssi, 2008). Poikasella on syntyessään lanugo-turkki (ei vedenkestävä), jonka se vaihtaa 2–4 viikon kuluttua lyhyempään aikuisen turkkiin. Poikasta imetetään noin 15–18 päivän ajan. Harmaahylkeet nousevat jäälle tai luodolle (maallenousupaikat) myös karvanlähtöaikaan huhti-kesäkuussa ja viettävät paljon aikaa

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

maalla kyseisenä aikana (HELCOM, 2013a). Harmaahylkeet kulkevat yleensä samoja käytäviä pitkin kauempana merellä sijaitsevilta ravinnonhankinta-alueiltaan alueille, joissa ne nousevat maalle (Jones, et al., 2015). Ne voivat kulkea pitkiä matkoja, ja harmaahylkeiden esiintyminen alueella ei välttämättä tarkoita, että yksittäisellä hylkeellä olisi vahva side kyseiseen alueeseen (McConnell, Lonergan, & Dietz, 2012; Galatius, 2017).

3.1.1. Harmaahylkeen suojelutilanne

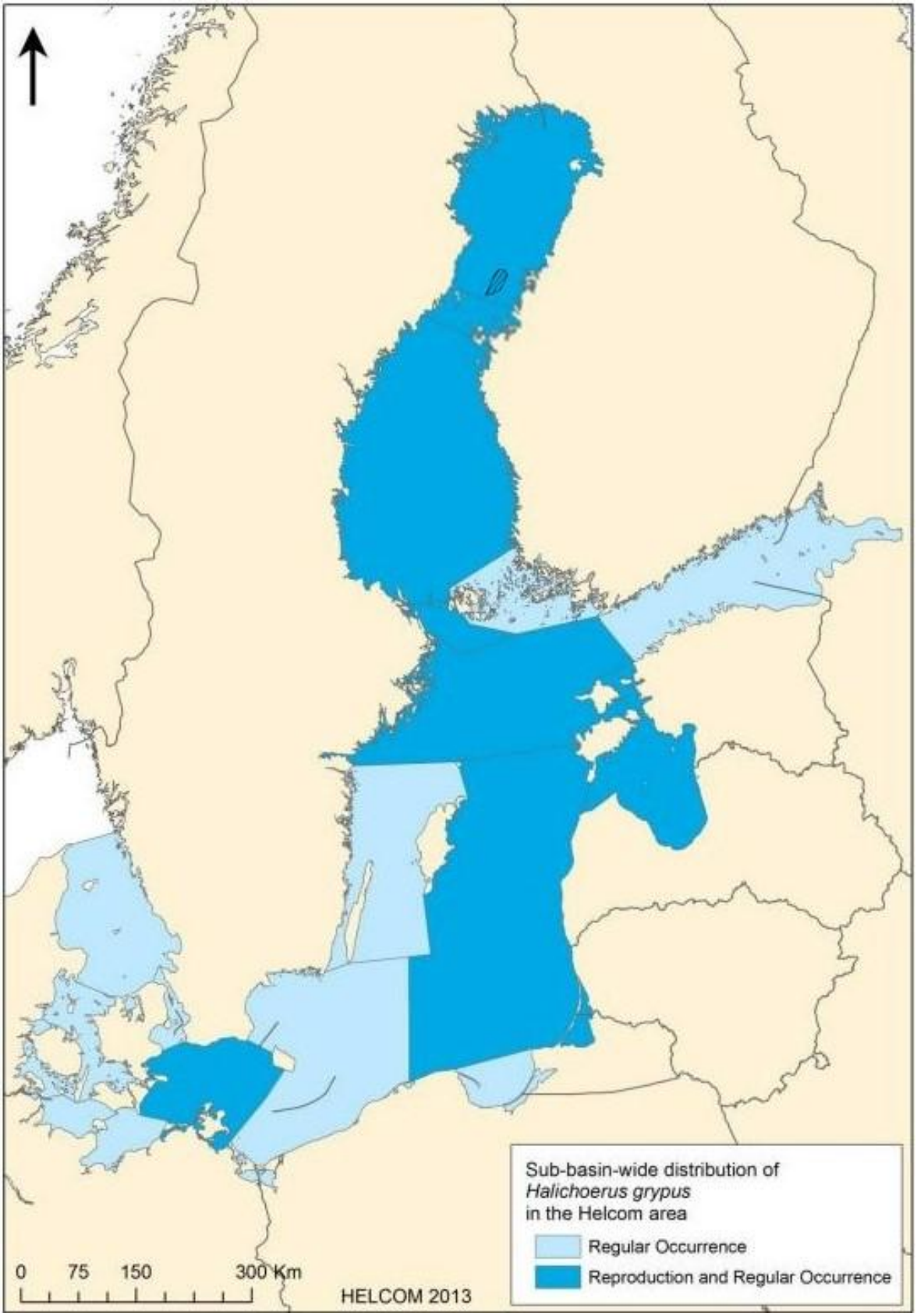
Harmaahylje on suojeltu laji, joka on mainittu EU:n luontodirektiivin liitteessä II ja liitteessä V sekä Bernin yleissopimuksen liitteessä III. Suomessa (Finnish Ministry of Agriculture and Forestry, 2007) ja Ruotsissa (Havs- och Vattenmyndigheten, 2012) metsästetään kiintiöiden puitteissa rajallinen määrä harmaahylkeitä. Metsästettyjen hylkeiden todellinen määrä on aina ollut huomattavasti kiintiötä pienempi, ja suurin määrä Suomessa oli 632 vuonna 2009, kun taas Ruotsissa se oli 132 vuonna 2008 ja (HELCOM, 2014).

Itämeren harmaahyljekanta taantui 1970-luvulla, ja sen määrä oli alimmillaan 3 000 yksilöä. Kanta on nyt elpymässä vuosisadan kestäneen palkkionmetsästyksen ja kolme vuosikymmentä kestäneen ympäristön saastumisen aiheuttaman alhaisen hedelmällisyyden jälkeen. Populaation kasvu lasketaan tärkeillä maallenousupaikoilla tehtyjen lentolaskentojen perusteella. Itämeren populaatio kasvoi 2000-luvun alkupuolella 10–12 prosenttia vuodessa, mutta kasvu on hidastunut noin 6 prosenttiin viime vuosina. Lasketut määrät vaihtelevat vuosittain säästä ja muista tekijöistä johtuen, mutta populaatioiden selvä kasvusuuntaus näkyy kuitenkin Itämeren kaikissa osissa. Populaation kasvun hidastuminen osoittaa, että kanta alkaa lähestyä Itämeren kantokykyä (HELCOM, 2018b). Itämeren populaation kooksi arvioidaan tällä hetkellä 52 000–69 000 yksilöä, (Suuronen, et al., 2023) ja vuoden 2019 Suomen lajien punaisen listan mukaan Itämeren harmaahyljekanta on luokiteltu elinvoimaiseksi (LC) (Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019).

3.1.2. Laineen merituulivoimapuiston alueen merkitys harmaahylkeille

HELCOMin levinneisyyskartta (Kuva 3.2) osoittaa, että Itämeren harmaahylkeet käyttävät Laineen merituulivoimapuiston hankealuetta sekä säännöllisesti oleskeluun että lisääntymiseen. Mahdollinen lisääntyminen hankealueella riippuu kuitenkin suuresti merijääpeitteen laajuudesta. Kvantitatiivista tietoa hankealueen suhteellisesta merkityksestä harmaahylkeille ei ole saatavilla.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Kuva 3.2: Harmaahylkeiden levinneisyyskartta Itämerellä sekä Laineen hankealue (mustaviivainen laatikko), muokattu HELCOMin mukaan(HELCOM, 2013). Vaaleammalla sinisellä on osoitettu esiintymisalueet ja tummemmalla sinisellä lisääntymis- ja esiintymisalueet.

Laineen merituulivoimapuiston hankealue sijaitsee noin 23 km pohjoiseen lähimmästä harmaahylkeiden maallenousupaikasta Mickelsörarnassa. Koska hankealue sijaitsee suhteellisen lähellä useita harmaahylkeiden maallenousupaikkoja, oletus on, että harmaahylkeet käyttävät hankealuetta ympäri vuoden ja aluetta käytetään mahdollisesti ruokailualueena tai vaelluskäytävänä Mickelsörarnan maallenousupaikkojen ja Perämeren pohjoisosassa sijaitsevien maallenousupaikkojen välillä. Aluetta ei pidetä harmaahylkeiden tärkeänä ruokailualueena, mitä tukee se, että Laineen hankealue on lajistoltaan köyhä ja kalat käyttävät aluetta suhteellisen vähän. Alueen merkitys Itämeren harmaahylkeelle arvioidaan sen vuoksi pieneksi tai kohtalaiseksi.

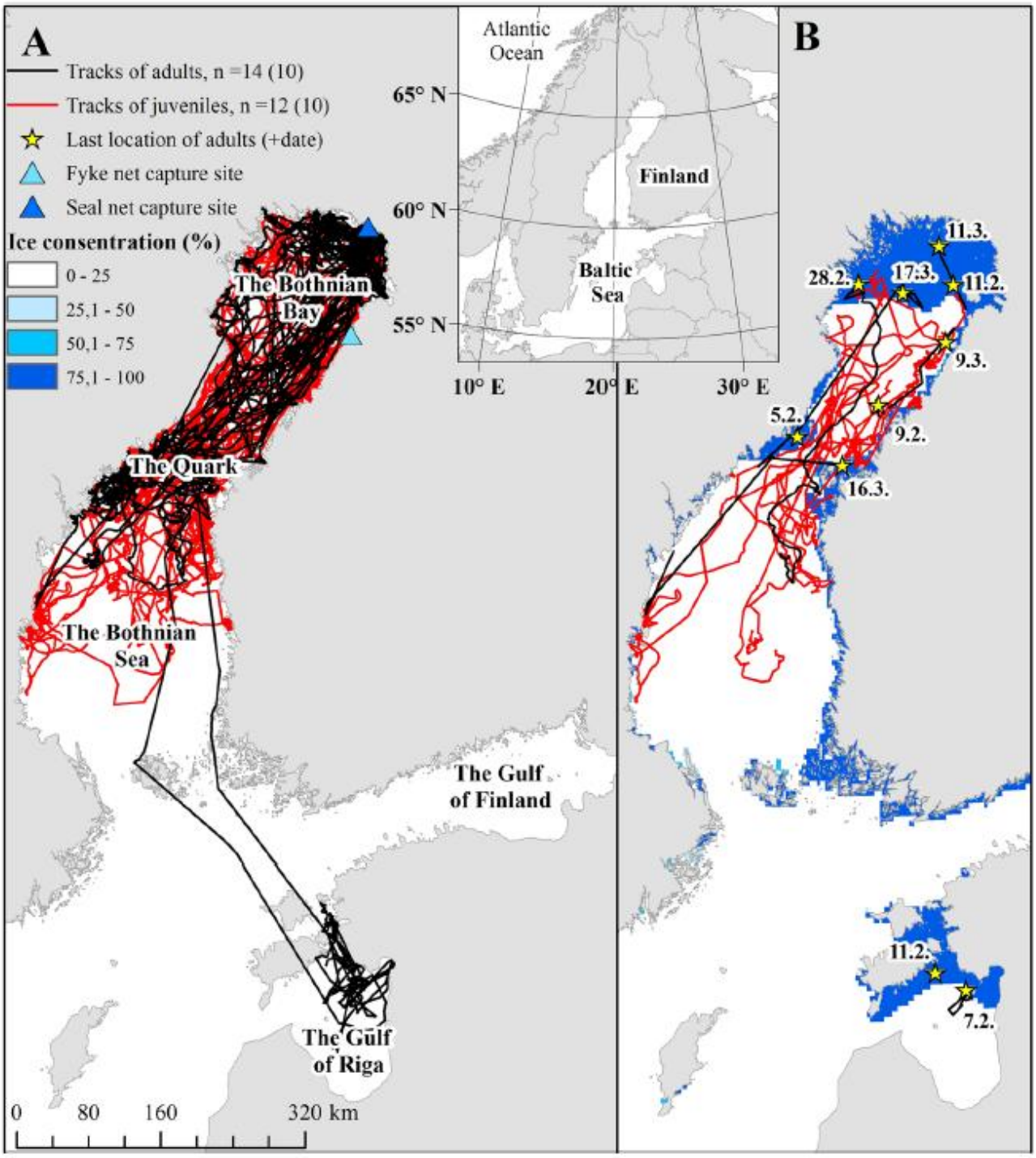
3.2. Norpat

Norppa *(Pusa hispida*) on arktisen alueen yleisin hylje. Laineen merituulivoimapuiston hankealueelta löydetyt norpat kuuluvat maantieteellisesti eristyneeseen Itämeren alapopulaatioon *(Phoca hispida botnica)* (HELCOM, 2013b). Norppia on tutkittu karvanlähtöaikana vuodesta 1988 lähtien, ja suurimmat keskittymät ovat aina olleet Perämeren pohjoisosassa (HELCOM, 2018b). Noin 70 prosenttia Itämeren norppakannasta asuu Perämerellä Itämeren pohjoisimmassa osassa ja loput Suomenlahdella (5 %) ja Riianlahdella (25 %) (Härkönen, et al., 2014). Norpat syövät monenlaisia pieniä kaloja ja selkärangattomia (HELCOM, 2013).

Norppien talviesiintyminen on vahvasti yhteydessä pesien rakentamiseen soveltuvan merijään laajuuteen. Suurimmat norppakeskittymät löytyvätkin ahtojäästä, johon lumikasat kerääntyvät. Naaraat synnyttävät poikasensa pesissä, ja jään muodostuminen on kriittisen tärkeää tämän lajin lisääntymisen onnistumisen kannalta (HELCOM, 2018a). Jään laajuudessa ja laadussa on Perämerellä huomattavaa vuosittaista vaihtelua, mutta merijään muodostuminen alueella on vähentynyt merkittävästi 1970-luvulta lähtien verrattuna historiallisiin tietoihin. Ilmastomallinnus ennustaa merijään muodostumisen vähenemistä entisestään ja jääpeitteen lyhyempää kestoa tulevaisuudessa. Tämä johtaa todennäköisesti Riianlahden norpan osapopulaation sukupuuttoon kuolemiseen ja vähentää merkittävästi kannan kasvuvauhtia Suomenlahdella ja Perämerellä (Sundqvist, Harkonen, Svensson, & Harding, 2012).

Satelliittilähettimillä merkityistä Itämeren norpista saadut tiedot ovat antaneet tietoa norppien levinneisyydestä Perämerellä. Kesällä hylkeet viettävät noin 90 prosenttia ajastaan vedessä - ruokailemassa, matkustamassa ja lepäämässä. Tiedot osoittavat, että norpista osa pysyy pääasiassa altaassa, jossa ne on merkitty (ks. Kuva 3.3). Tutkimus osoittaa kuitenkin myös, että jotkut eläimet liikkuvat pitkiä matkoja, useita satoja kilometrejä, karvanvaihdon jälkeisenä aikana(Oksanen, Neimi, Ahola, & Kunnasranta, 2015).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

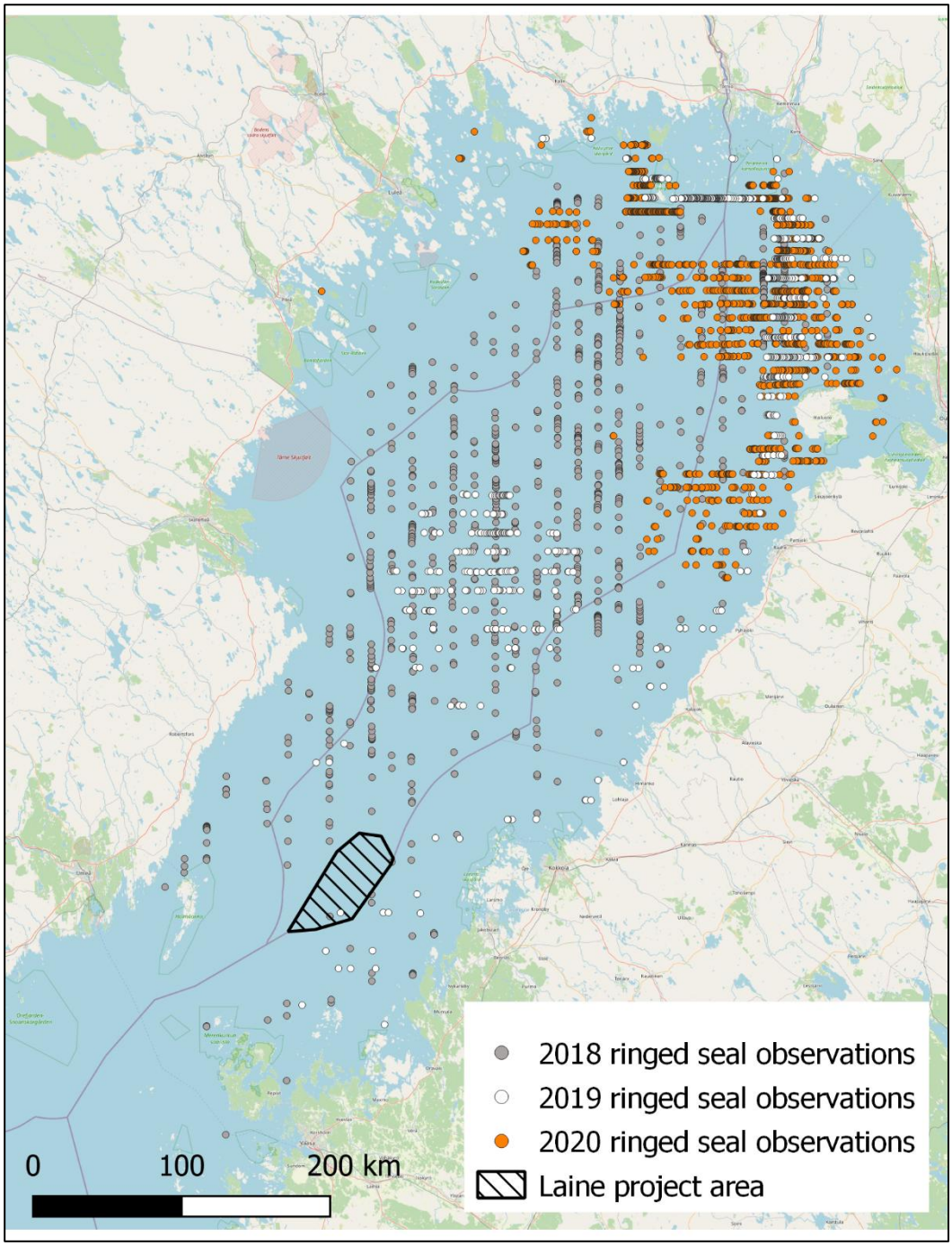


Kuva 3.3: 26 Itämeren alapopulaatioon kuuluvan norpan liikkuminen elo-toukokuussa vuosina 2011–2014. (a) liikkeet koko seurantajakson aikana. (b) liikkeet pesimäaikana (Oksanen, Neimi, Ahola, & Kunnasranta, 2015). Mustalla on merkitty aikuisten ja punaisella nuorten yksilöiden liikkeet.

26 merkityn norpan liikkumistietojen perusteella tunnistettiin norppien tärkeät ravinnonhankinta-alueet. Tunnistettiin kaksi norppien ravinnonhankina-aluekeskittymää, joista toinen sijaitsee Laineen merituulivoimapuiston etelä- ja länsipuolella Merenkurkussa ja toinen Perämeren pohjoisimmassa osassa, Laineen hankealueen pohjoispuolella.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Perämeren viimeisimmissä ilmalaskennoissa vuosina 2018, 2019 ja 2020 tehdyt norppahavainnot on esitetty kohdassa Kuva 3.4.



Kuva 3.4: Itämeren osapopulaatioon kuuluvien norppien lukumäärä vuosina 2018, 2019 ja 2020. Ilmakartoitukset tehtiin kaikkina vuosina huhtikuussa (muokattu Havs- och vattenmyndigheten och SMHI:n tiedoista).

Kuten Perämeren viimeisimmistä norppalaskennoista käy ilmi, Laineen merituulivoimapuiston alueella havaittiin vain vähän norppia.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

3.2.1. Norpan suojelutilanne

Norppa on suojeltu laji, joka on mainittu EU:n luontodirektiivin liitteissä II ja V sekä Bernin yleissopimuksen liitteessä III.

Metsästyksestä ja ympäristön saastumisesta johtuvat lisääntymisongelmat aiheuttivat kannan romahtamisen noin 200 000 yksilöstä vain noin 5 000 yksilöön 1900-luvulla. Hylkeiden suojelun ja orgaanisten klooriyhdisteiden pitoisuuksien vähenemisen ansiosta Perämeren hoitoyksikön norppakanta on kasvanut 4,5 prosentin vuosivauhtia vuodesta 1988 lähtien, ja vuosina 2003–2016 kasvuvauhti oli 5,9 prosenttia per (HELCOM, 2018b). Kanta on arviolta 11 500, ja trendi on kasvava (Härkönen, 2015). Viime vuosien poikkeuksellisen leutojen talvien aikana tehdyt tutkimukset kuitenkin paljastivat, että Perämeren kannan koko on todennäköisesti yli 20 000 eläintä (HELCOM, 2018b).

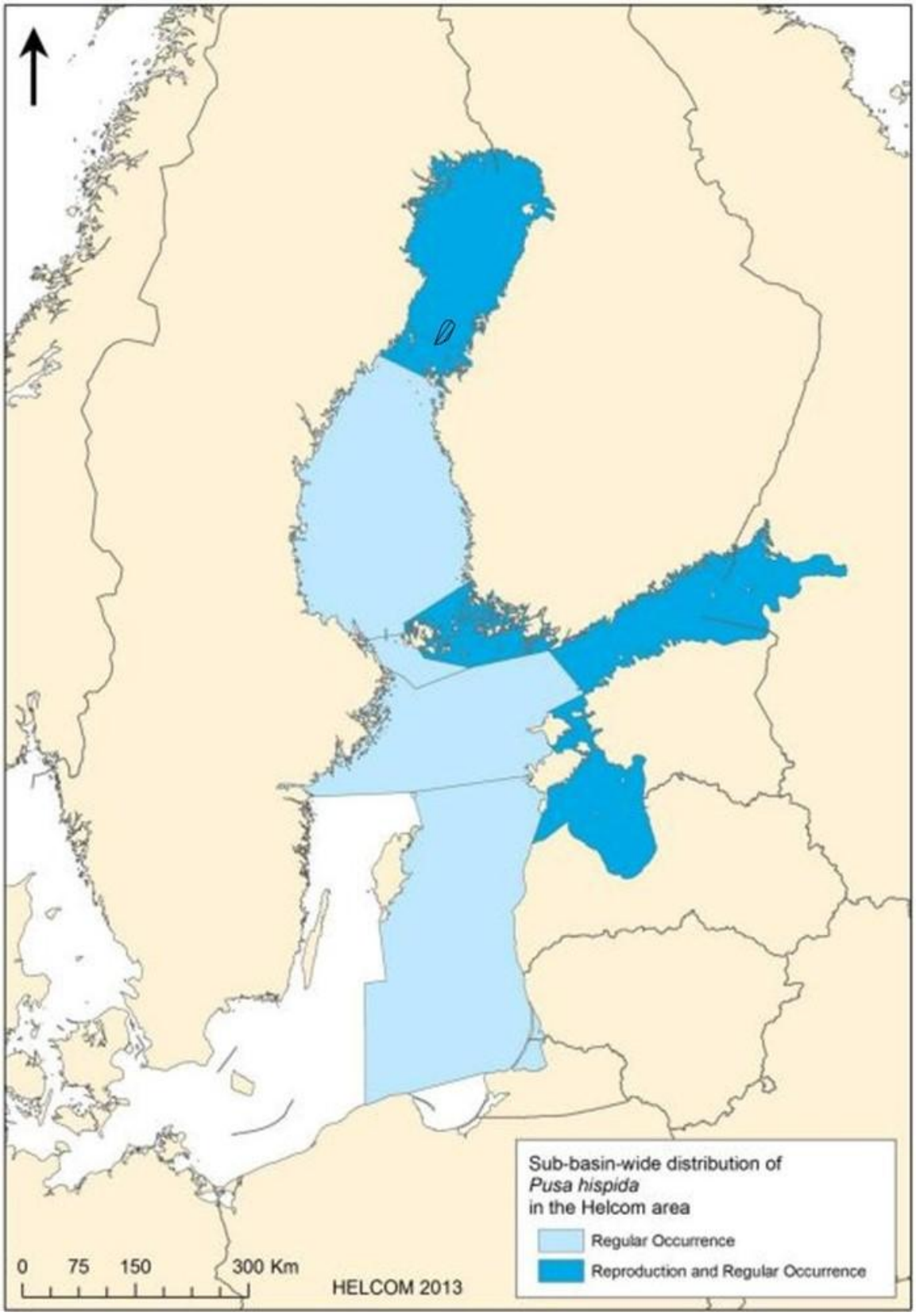
Koska norppakanta on elpymässä Perämerellä, sekä Suomi että Ruotsi ovat ottaneet alueella uudelleen käyttöön metsästyksen, jonka vuosittainen kiintiö on noin 300 norppaa (molempien maiden yhteenlaskettu määrä) (WWF, 2017).

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton IUCN:n uhanalaisten lajien punaisen listan mukaan norppakanta on *elinkelpoinen* (LC). Suomen lajien vuoden 2019 punaisen listan mukaan Itämeren norppakanta luokitellaan kuitenkin *vaarantuneeksi* (VU)(Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, 2019), ja ilmaston aiheuttamien muutosten ennakoidaan olevan tulevaisuudessa haaste norpille, koska niiden lisääntyminen on riippuvainen jäästä(HELCOM, 2013b).

3.2.2. Laineen merituulivoimapuiston alueen merkitys norpille

HELCOMin levinneisyyskartta (Kuva 3.5) osoittaa, että Itämeren norpat käyttävät Laineen merituulivoimapuiston hankealuetta (säännöllinen oleskelu ja lisääntyminen). Norppien lisääntyminen on vahvasti sidoksissa jääpeitteen kattavuuteen, ja sen vuoksi norppia saattaa esiintyä Laineen merituulivoimapuiston hankealueella talvina, jolloin hankealue on jään peitossa. Itämeren norppien ravinnonhankinta keskittyy useimmiten suhteellisen matalille alueille mantereen läheisyyteen, ja merkityistä norpista Perämerellä saatujen liikkumistietojen perusteella Laineen hankealuetta ei pidetä tärkeänä ravinnonhankinta-alueena. Näin ollen hankealueen merkitys Perämeren norpille arvioidaan kohtalaiseksi.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 3.5: Norppien levinneisyyskartta Itämerellä sekä Laineen hankealue (mustaviivainen laatikko), muokattu HELCOMin mukaan(HELCOM, 2013). Vaalean sinisellä on merkitty säännöllisen oleskelun alueet ja tumman sinisellä lisääntymis- ja oleskelualueet.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

3.2.3. Olemassa oleva kuormitus - hylkeet

Yksi tärkeimmistä hylkeisiin kohdistuvista uhkista on pyydyksiin sotkeutuminen (sivusaalis), mutta se ei näytä aiheuttavan uhkaa hyljekannalle (Herrmann, 2013). Kalastuksella on myös välillinen vaikutus hylkeisiin, sillä kalastus vähentää niiden tärkeintä ravinnonlähdettä (ASCOBANS, 2012).

Hylkeet, erityisesti Itämeressä, altistuvat edelleen suurille määrille epäpuhtauksia, esimerkiksi lipofiilisille yhdisteille kuten polyklooratuille bifenyyleille (PCB), diklooridifenyylitrikloorietaanille (DDT) ja muille orgaanisille aineille sekä raskasmetalleille (Sørmo, et al., 2005). Saasteet kertyvät näihin eläimiin niiden saaliseläinten kautta. DDT ja PCB aiheuttavat erityisesti lisääntymisongelmia Itämeressä (Herrmann, 2013). Tällä hetkellä tiedetään vain vähän saasteiden tarkasta vaikutuksesta hylkeisiin. Ne voivat mahdollisesti hyökätä imusuonistoon, hormonitoimintaan (esim. kilpirauhanen) ja entsyymeihin, mikä vahingoittaa eläimiä pysyvästi (Sørmo, et al., 2005). Erilaisten raskasmetallien kielteiset vaikutukset immuunijärjestelmään on osoitettu Pohjanmeren hylkeillä (Kakuschke, Valentine-Thon, Fonfara, Kramer, & Prange, 2009).

Merenkulusta, merituulivoimapuistojen rakentamisesta ja seismisistä tutkimuksista aiheutuva melusaaste on toinen saaste, joka voi vaikuttaa Itämeren hylkeisiin. Lisäksi Itämeren eliöihin vaikuttavat rannikoiden kehittämisestä johtuva elinympäristöjen häviäminen, rehevöityminen ja veden lämpötilan nousua aiheuttava ilmastonmuutos. Ilmastonmuutos voi vaikuttaa erityisesti Itämeren norppaan, sillä se voi johtaa lämpimämpiin talviin, jolloin jää ja lumi vähenevät, ja ne ovat ratkaisevan tärkeitä lajin lisääntymismenestyksen kannalta (HELCOM, 2013).

4. Vaikutusten arviointi – Vedenalainen melu rakentamisen aikana

Rakentamisen aikana merkittävin ympäristövaikutus kaloille ja merinisäkkäille on asennustoiminnasta (esim. paalutus) ja laivaliikenteestä aiheutuva vedenalainen melu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Paalutuksen oletetaan vaikuttavan häiritsevimmin merieläimiin, sillä se voi aiheuttaa viestintäsignaalien peittymistä, välttämisreaktioita, väliaikaista (TTS) ja pysyvää (PTS) kuulonalenemaa ja pahimmassa tapauksessa akustisia vaurioita muuhun kuin kuulokudokseen (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006). Paalutuksesta aiheutuva vedenalainen melu voi myös aiheuttaa tilapäistä elinympäristön häviämistä, sillä se aiheuttaa kalojen ja merinisäkkäiden siirtymistä pois alueelta, jossa paalutusta tehdään, sekä ympäröivältä alueelta, johon vedenalainen melu vaikuttaa.

4.1. Vaikutuskynnykset kaloille ja hylkeille

Useat eri maat ja kansainväliset järjestöt ovat kehittäneet ohjeita tai raja-arvoja vedenalaisen melun sääntelyyn merituulivoimapuistojen rakentamisen aikana (paalutus). Eri maissa on erilaisia lähestymistapoja arvioitaessa paalutuksen vaikutuksia merinisäkkäisiin ja kaloihin. Hankealue sijaitsee Suomen talousvyöhykkeellä, eikä Suomessa ole vakiintuneita ohjeita paalutuksesta aiheutuvalle vedenalaiselle melulle. Sen vuoksi kalojen ja hylkeiden osalta käytetyt kynnysarvot on määritelty muiden maiden ohjeiden perusteella, ja ne selitetään seuraavissa osissa.

4.1.1. Sovellettava kynnysarvo kaloille

Kalojen mätimunat ja poikaset eivät ole erityisen herkkiä vedenalaiselle melulle, ja ne kärsivät siitä lähinnä silloin, kun vedenalainen melu on niin voimakasta, että se voi vahingoittaa niiden kudoksia (Andersson et al., 2017).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Nuorten ja aikuisten kalojen kyky havaita vedenalaista melua vaihtelee suuresti lajista riippuen (Fay et al. , 1999; Sand & Karlsen, 2000). Vedenalaisen melun havaitsevat parhaiten kalalajit, joilla on sisäkorviin yhdistetty uimarakkula. Tällaisia kalalajeja ovat muun muassa sillikalat, kuten pelagiset lajit kilohaili ja silakka (Popper et al., 2014). Nämä lajit kuulevat taajuuksia lähtien infraäänistä (< 20 Hz) aina noin 8 kHz:iin, mutta herkkyys heikkenee taajuuden kasvaessa (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Muilla lajeilla, kuten turskakaloilla ja lohilla, on uimarakkuloita, joilla on vähemmän erikoistuneet sisäiset yhteydet sisäkorviin. Näiden lajien katsotaan olevan hieman vähemmän herkkiä havaitsemaan vedenalaista melua (Chapman & Hawkins, 1973) (Tougaard, Hermannsen, & Madsen, How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? , 2020). Nämä lajit kuulevat infraääniä aina 500 Hz:iin asti (Chapman & Hawkins, 1973). Lähes kaikilla pohjakaloilla, kuten kampelakaloilla, on huono kuulo, eivätkä ne ole erityisen herkkiä vedenalaiselle melulle (Karlsen, 1992). Näillä ja muilla merenpohjan elinympäristöihin liittyvillä pohjakalalajeilla, kuten tokot (Gobidae), simput (Cottidae) ja isomerikokit, on huono kuulo ja matala herkkyys melulle. Ne kuulevat tyypillisesti infraäänistä aina muutamaan 100 Hz:n taajuuteen asti (Sand & Karlsen, 2000).

Kuulonalenema (TTS ja PTS)

Erityistietoa siitä, miten eri kalalajit reagoivat meluun (käyttäytymisreaktiot), on suhteellisen vähän, eikä kalojen käyttäytymiskynnyksistä ole päästy yksimielisyyteen. On vaikeaa määritellä yksi yhteinen käyttäytymiskynnyskriteeri kaloille, eikä se voi koskaan sopia kaikille kaloille, koska lajit eroavat toisistaan niin monin tavoin. Niiden kuulokyvyssä ja siinä, miten ne reagoivat ärsykkeisiin yleensä (uivat pois, hautautuvat pohjaan jne.), on eroja, jotka vaikuttavat siihen, herättääkö tietyn tasoinen ääni vasteen vai ei. Lisäksi reaktiot signaaliin voivat vaihdella lajin ja jopa yksittäisen eläimen kohdalla riippuen esimerkiksi sukupuolesta, iästä, koosta ja motivaatiosta (ruokailu, parittelu, liikkuminen kotialueella jne.). Siksi käyttäytymiseen liittyvien ohjeiden kehittäminen on paljon vaikeampaa kuin fysiologisia vaikutuksia koskevien ohjeiden kehittäminen.

Korkeat vedenalaisen melun tasot sekä jatkuva ja kasautuva melu (SEL_{cum}) voivat johtaa kalojen kuuloherkkyyden heikkenemiseen. Jos kuulo palautuu normaaliksi palautumisajan jälkeen, kyseessä on väliaikainen kuulonalenema (TTS). Äänen voimakkuus, taajuus ja altistumisen kesto ovat tärkeitä tekijöitä, jotka vaikuttavat kuulon heikkenemisen asteeseen ja laajuuteen sekä palautumisajan pituuteen (Neo et. al., 2014) (Andersson et al., 2017). Äärimmäiset melutasot, jotka aiheutuvat esimerkiksi paalutuksesta, voivat olla niin korkeita, että ne voivat toiminnan välittömässä läheisyydessä aiheuttaa pysyvää kuulonalenemaa (PTS), joka johtuu kudosten ja kuuloelinten vaurioitumisesta. Tämä voi olla kohtalokasta kaloille, mätimunille ja kalanpoikasille (Andersson et al., 2017).

Ohjeet tilapäisestä kuulonalenemasta (TTS) kalalajeilla, joiden uimarakko liittyy kuuloon (esim. silakat), ja kaloilla, joiden uimarakko ei liity kuuloon (esim. turska), (Popper et al., 2014) löytyvät täältä: Taulukko 4.1. Turskaa ei esiinny Laineen hankealueella, mutta kynnysarvo edustaa muita kaloja, joilla ei ole suoraa kytkentää uimarakon ja sisäkorvien välillä, kuten lohta, muikkua ja siikaa, joita kaikkia esiintyy Laineen hankealueella. Myös raja-arvot kalojen, mädin ja kalanpoikasten kuolleisuuteen vaikuttaville kudosvaurioille ja kuulonalenemalle löytyvät kohdasta Taulukko 4.1. Kalalajit, joilla ei ole uimarakkoa (pääasiassa pohjakalalajit), kaikki kampelakalalajit mukaan lukien, ovat paljon vähemmän meluherkkiä kuin kalat, joilla on uimarakka (pääasiassa pelagiset) sekä turska, ja voidaan odottaa, että pohjakalojen todelliset sietokynnykset ovat pelagisia kaloja korkeammat. Koska tiedot raja-arvoista ovat kuitenkin hyvin rajalliset, tässä analyysissä käytetään vähiten sietävien kalalajien kynnysarvoja kaikille lajeille, myös pohjakalalajeille.

Kynnystaso, jolla kaloille alkaa aiheutua kuulonalenemaa riippuen niiden kuulokyvystä, alkaa noin 186 dB:stä SELcum melua vähiten sietävien kalojen kohdalla (Taulukko 4.1). Varovaisesti arvioiden melutaso, joka aiheuttaa peruuttamatonta kuulonalenemaa ja pysyviä, kuolemaan johtavia vaurioita, on 204 dB kaikille kaloille ja 207 dB SELcum kalojen poikasille ja mätimunille.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Kaloihin, kalojenpoikasiin ja mätimuniin kohdistuvien meluvaikutusten arviointi perustuu kaikki taajuuspainottamattomiin kynnystasoihin käyttäen metriikkaa $L_{E,cum,24h}$, ja ne on esitetty kohdassa Taulukko 4.1. Raja-arvo on otettu käyttöön Anderssonin ym. (2016) ja Popperin ym. (2014) perusteella.

Taulukko 4.1: Painottamattomat raja-arvot kaloille (Andersson, et al., 2016), (Popper A. , et al., 2014).

Laji	Uintinopeus [m/s]	Lajikohtaiset painottamattomat raja-arvot (impulssimelu)	
		$L_{E,cum,24h,unweighted}$	
		TTS [dB]	Vamma [dB]
Paikallaan pysyvät kalat*	0	186	204
Nuori turska	0,38	186	204
Aikuinen turska	0,9	186	204
Silli	1,04	186	204
Kalanpoikaset ja mäti	-	-	207

*Kalat, jotka eivät pakene meluvaikutusta

4.1.2. Sovellettu kynnysarvo hylkeille

Koska hylkeet ovat sopeutuneet elämään sekä vedessä että maalla, niiden kuulokyky on sopeutunut toimimaan molemmissa ympäristöissä. Hylkeet tuottavat monenlaisia viestintäkutsuja sekä ilmassa että vedessä esimerkiksi parittelun ja reviirin puolustamisen yhteydessä. Harmaahylkeiden ja norppien vedenalaisesta kuulokyvystä on vain vähän tietoa. Kirjohylkeiden kuulokynnystä suositellaan kuitenkin yleisesti käytettäväksi varovaisena arviona niiden varsinaisten hylkeiden kuulokynnyksestä, joiden kuuloa ei ole vielä tutkittu yhtä perusteellisesti (Southall, et al., 2019). Hylkeet kuulevat hyvin taajuusalueella muutamasta sadasta Hz:stä 50 kHz:iin.

Uusimman tieteellisen kirjallisuuden perusteella suositellaan, että $L_{E,cum,24h}$- ja -taajuuspainotusta käytetään arvioitaessa TTS:ää ja PTS:ää hylje-eläimillä. TTS:n ja PTS:n kynnysarvot perustuvat pääasiassa Yhdysvaltain kansallisen merenkulku- ja ilmakehäviraston (NOAA) laajaan tutkimukseen, (NOAA, 2018), jossa ehdotetaan lajikohtaista taajuuspainotusta, jossa otetaan huomioon kunkin lajin kuuloherkkyys arvioitaessa tietyn melulähteen vaikutusta.

NOAA (2018) jakaa merinisäkäslajit neljään kuuloon niiden taajuuskohtaisen kuuloherkkyyden mukaan: 1) matalan taajuuden **(LF)** valaat, 2) korkean taajuuden **(HF)** valaat, 3) erittäin korkean taajuuden **(VHF)** valaat, 4) ja vedessä liikkuvat hylkeet **(PCW)**. Tässä hankkeessa vain viimeinen on merkityksellinen. Lisätietoja kuuloryhmistä ja niiden taajuusherkkyydestä on vedenalaisen melun ennusteraportissa (NIRAS, 2023). Hylkeiden kuuloryhmien painotetut kynnyskriteerit: *Taulukko 4.2*.

Paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttäytymisestä ja vaikutusalueista ei ole saatavilla määrällistä tietoa, ja muutamat olemassa olevat tutkimukset osoittavat eri suuntiin. Kun merituulivoimapuistoja rakennettiin The Washissa Kaakkois-Englannissa vuonna 2012, kirjohylkeiden käyttö (runsaus) väheni merkittävästi 25 kilometrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutusta ei rajoitettu (Russell, et al., 2016). Tulosten perusteella Russell et al. (2016) esittivät, että hylkeiden reaktioetäisyys rajoittamattomaan paalutukseen oli verrattavissa pyöriäisten reaktioetäisyyteen. Toisaalta Blackwell et al. (2004) tutki norppien reaktioita paalutukseen liittyen tekosaaren perustamiseen arktiselle alueelle, ja havaitsi, että ne reagoivat meluun vain vähän. Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Kirjallisuuskatsaus Tougaardin (2021) välttämiskäyttäytymisestä ja kynnystasoista sisälsi sekä vankeudessa tehtyjä tutkimuksia, joissa paalutusmelua toistettiin huomattavasti pienemmällä äänitasolla, että kenttätutkimuksia luonnonvaraisten pyöriäisten reaktioista täysimittaiseen paalutukseen. Tougaardin (2021) katsauksen päätelmänä on, että käyttäytymisen välttämiskynnys vaihtelee $\mathrm{L_{p,125ms}} = 95 - 110\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa}$ ja sopivan yksittäisen arvon $\mathrm{L_{p,125ms}} = 103\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa}$ VHF-painotettuna välillä. Yksittäinen arvo saadaan Bandista et al. (2016)joka sisältää suurimman määrän empiiristä tietoa. Tässä raportissa käytetään siis pyöriäisten käyttäytymisraja-arvoa (103 dB $\mathrm{L_{p,125ms}}$VHF-painotettuna), katso *Taulukko 4.2*.

Taulukko 4.2: Lajikohtaiset painotetut raja-arvokriteerit hylkeille. Tämä on NOAA:n (2018) *taulukon AE-1 tarkistettu versio, jossa korostetaan hankealueen tärkeitä* (NOAA, 2018)*lajeja, mukaan lukien käyttäytymisvaste. "xx" ilmoittaa painotuksen.*

Laji	Lajikohtaiset painotetut raja-arvot (muu kuin impulssimelu)		Lajikohtaiset painotetut kynnysarvot (impulssimelu)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Käyttäytyminen [dB]
Hylje (PCW)	181	201	170	185	103

Muun kuin impulssimelun raja-arvoja sovelletaan jatkuvaan meluun (esim. laivan meluun), ja vaikka impulssimelun oletetaan muuttuvan jatkuvan melun kaltaiseksi kauempana lähteestä, tämän muutoksen ei odoteta tapahtuvan niillä etäisyyksillä, joilla pysyvää tai väliaikaista kuulonalenemaa voi mahdollisesti esiintyä näiden toimien vuoksi. Impulssimaisiin lähteisiin, kuten paalutukseen, sovelletaan tiukempia raja-arvoja, jotka on lueteltu kohdassa *Taulukko 4.2*. Jatkuvan melun kynnysarvot ovat lievempiä kuin impulssimaisen melun kynnysarvot, ja impulssimaisen melun kriteerien käyttäminen antaa näin ollen konservatiivisen etäisyyden suhteen raja-arvoon. Muun kuin impulssimelun raja-arvoja ei käsitellä tarkemmin tässä raportissa.

4.2. Paalutuksen aiheuttama vedenalainen melu

Merituulivoimapuistoa rakennettaessa yleisimpiä perustusmalleja ovat teräksiset paaluperustukset tai ristikkorakenteiset perustukset, jotka koostuvat 3–4 pienpaalusta, koska ne on helppo asentaa mataliin tai keskisyviin vesiin. Suosituin tapa kiinnittää juntta- tai pienpaalut merenpohjaan on hydraulinen iskupaalutus (vasarointi), joka aiheuttaa voimakasta vedenalaista melutasoa, jolle on ominaista lyhytkestoinen ja jyrkkä energiatason nousu (Madsen, Wahlberg, Tougaard, Lucke, & Tyack, 2006; Bellmann, et al., 2020)[1]. Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun voimakkuus riippuu muun muassa junttapaaluperustuksen halkaisijasta. Suurempi halkaisija aiheuttaa voimakkaampaa paalutusmelua (Bellmann, et al., 2020).

Paalutuksesta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutusten arvioimiseksi on tehty yksityiskohtainen vedenalaisen melun mallintaminen. Seuraavassa kuvataan lyhyesti vedenalaisen melun mallintaminen ja esitellään mallintamisen tulokset. Yksityiskohtainen kuvaus on esitetty asiakirjassa "Laineen merituulivoimapuisto - ennuste rakentamisvaiheen vedenalaisesta melusta" (NIRAS, 2023). DBSea 2.3.4:ssä luotiin 3D-akustinen malli, jossa hyödynnettiin yksityiskohtaista tietoa syvyyskartoituksesta, merenpohjan sedimenttikoostumuksesta, vesimassan suolapitoisuudesta, lämpötilasta ja äänen nopeusprofiileista sekä parhaaseen saatavilla olevaan tietoon perustuvaa lähdemallia.

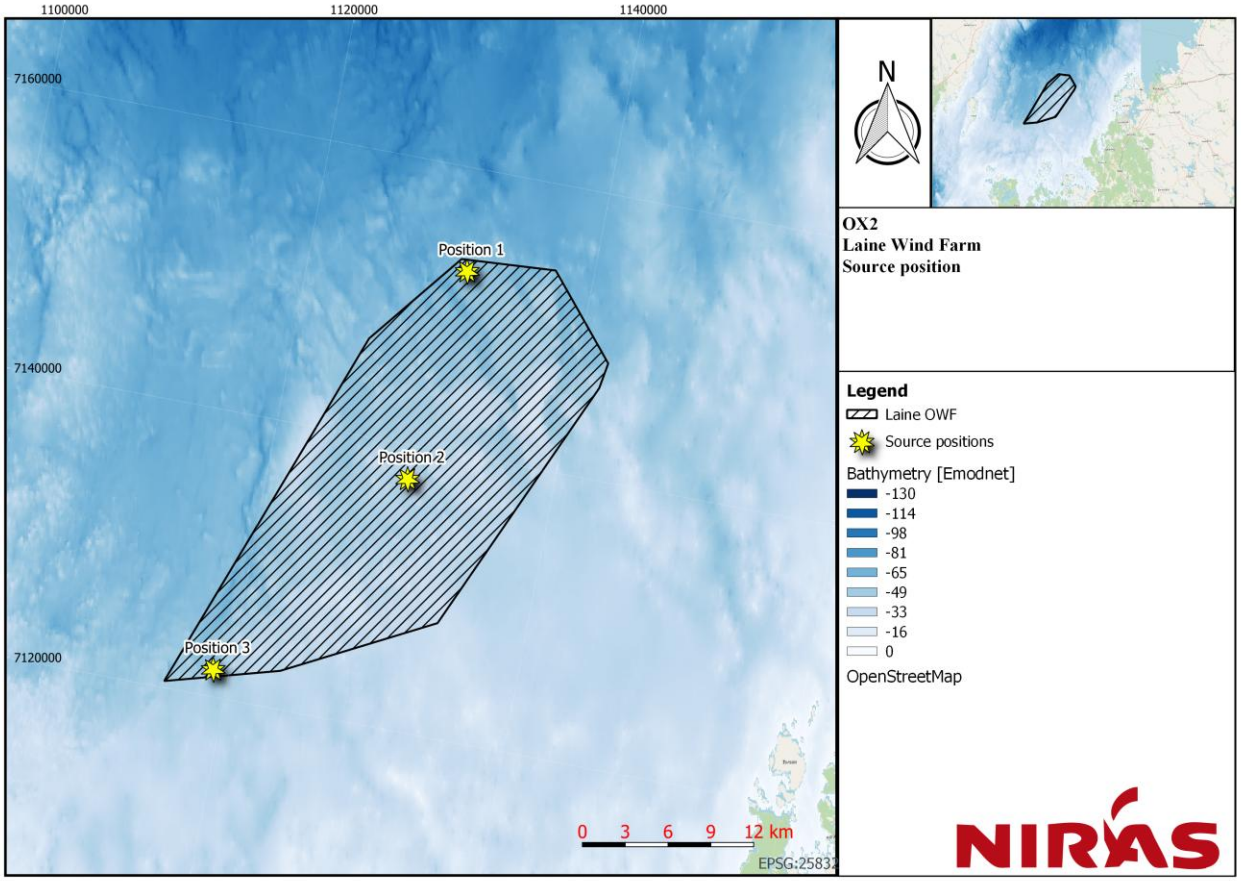
[1]Hankealueen maalajista riippuen voi olla tarpeen suorittaa esiporaus ennen kuin paalu voidaan asentaa merenpohjaan. Tällöin odotusarvo on, että vedenalaista melua on merkittävästi vähemmän kuin ilman esiporausta tehtävässä paalutuksessa, erityisesti kumulatiivista vedenalaista melua (akustinen energia). On kuitenkin odotettavissa, että asennusjakso on pidempi, koska esiporaus aiheuttaa katkoja paalutustoimintaan.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Tässä raportissa käytetty vedenalaisen melun mallintaminen perustuu Tanskan energiaministeriön suosituksiin (Energistyrelsen, 2022) sekä National Marine Fisheries Servicen (NMFS) (2018) ja Southallin ym.(2019) suosituksiin. Vedenalaisen melun mallinnuksessa kumulatiivinen äänialtistustaso (SEL_{cum}) mallinnetaan yhden paalun koko arvioidun paalutuksen aikana (oletuksena on, että päivässä asennetaan yksi paalu). Lisäksi kumulatiivista äänialtistustasoa käytetään arvioitaessa etäisyyksiä, joilla esiintyy PTS.ää ja TTS:ää.

Laskelmissa oletetaan, että käytetään pehmeää käynnistysmenettelyä. Paalutusprosessin alkaessa paalutusvedot suoritetaan pienellä energialla. Energia iskua kohti kasvaa sitten vähitellen, kunnes täysi energia on käytössä. Energiamäärän kasvaessa aiheutuva melu kasvaa hitaasti, jolloin merieläimet voivat siirtyä pois rakennusalueelta ennen kuin melu muuttuu niille fyysisesti vaaralliseksi. Malli olettaa myös, että altistuneet eläimet pakenevat melua paalutuksen aikana.

Vedenalainen melumallinnus on toteutettu kolmelle hankealueen sijainnille (katso Kuva 4.1). Valitut sijainnit ovat pahimpia mahdollisia sijainteja, joissa odotetaan suurinta vedenalaisen melun etenemistä. Mallinnus tehtiin toukokuulle, joka on asennuksen aikakehyksessä äänen etenemisen kannalta pahin mahdollinen ajankohta (kuukausi, jolloin äänen eteneminen on suurinta).



Kuva 4.1: Äänen etenemismallinnukseen valitut lähdesijainnit ja merensyvyys (NIRAS, 2023).

Vedenalainen melupäästö laskettiin paaluperustukselle (halkaisija 18 m) sekä ankkuroidulle ristikkorakenteiselle perustukselle, jonka pienpaalujen (4 kpl) halkaisija on 8 metriä.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Asennusskenaariot perustuvat realistiseen konservatiiviseen asennusmenettelyyn suhteessa tarvittavaan vasaraenergiaan (lähdetaso), iskujen määrään ja paalutuksen suorittamiseen tarvittavaan aikaan sekä realistiseen yleistettyyn pehmeään käynnistys-/voimistusvaiheeseen. Lähdemallin tekniset parametrit löytyvät Taulukko 4.3:stä junttapaaluperustusskenaarion osalta ja Taulukko 4.4:stä ristikkorakenteisen perustusskenaarion osalta.

Molempien perustustyyppien paaluasennusmenettely sisältää pehmeän käynnistyksen, (10 % vasaran maksimienergiasta), voimistusvaiheen, jossa energiaa lisätään asteittain 10 %:sta 100 %:iin, ja konservatiivisen arvion asennuksen täystehovaiheesta 100 % vasaraenergialla.

Taulukko 4.3: Tekniset eritelmät ja paalutusmenettely skenaariolle 1: 18 m:n junttapaaluperustus.

Skenaarion 1 tekninen kuvaus			
Perustusten tyyppi			Junttapaaluperustus
Iskuvasaraenergia			6000 kJ
Paalun halkaisija			18 m
Iskujen kokonaismäärä paalua kohden			10 400
Paalujen määrä perustusta kohti			1
Paalutusmenettely			
Nimi	Iskujen määrä	% suurimmasta vasaraenergiasta	Iskujen välinen aika [s]
Pehmeäkäynnis-tys	200	10	2
Voimistus	400 1000 500 500 800 2400	10 20 40 60 80 60	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Täysi teho	4600	100	3.2

Taulukko 4.4 Tekniset eritelmät ja paalutusmenettely skenaariolle 2: Ristikkorakenteinen perustus 4 x 8 m:n pienpaaluilla.

Skenaarion 2 tekninen kuvaus			
Perustusten tyyppi			Ristikkorakenteinenperustus
Iskuvasaraenergia			6000 kJ
Paalun halkaisija			8 m
Iskujen kokonaismäärä paalua kohden			10 400
Paalujen määrä perustusta kohti			4
Paalutusmenettely			
Nimi	Iskujen määrä	% suurimmasta vasaraenergiasta	Iskujen välinen aika [s]
Pehmeäkäynnis-tys	150	10	2
Voimistus	700 1000 500 500 1000	10 20 40 60 80	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Täysi teho	6 550	100	2.6

Sekä paalu- että ristikkorakenteisille perustuksille laskettiin mukaan kaksinkertaisen suurkuplaverhon (Double Big Bubble Curtainin eli DBBC) lievennysvaikutus. Mallinnusta ilman meluntorjuntajärjestelmää ei otettu

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

mukaan, koska paalutusta ilman meluntorjuntatoimenpiteitä ei pidetä mahdollisena skenaariona. On tärkeää korostaa, että vaikka vedenalaisessa melumallinnuksessa on sovellettu erityistä melunvaimennusjärjestelmää (jolla on osoitettu, että käytettävissä olevilla vaimennusratkaisuilla on mahdollista vaimentaa vedenalaista melua merkittävästi), asennusta ei ole pakko toteuttaa ehdotetulla melunvaimennusjärjestelmällä. Asennus tapahtuu tulevaisuudessa (muutaman vuoden kuluttua), ja paalutukseen liittyvien melunvaimennusjärjestelmien tekninen kehitys etenee tällä hetkellä nopeasti. Tämän vuoksi asennushetkellä saattaa olla käytettävissä muita ja/tai tehokkaampia melunvaimennusratkaisuja. Jos sovelletaan muuntyyppisiä lieventämisratkaisuja, niiden on oltava riittävän tehokkaita estämään mallinnettujen vaikutusetäisyyksien ylittyminen, koska tämän raportin vaikutustenarviointi perustuu mallinnettuihin vaikutusetäisyyksiin.

4.2.1. Paalutuksen tulokset

Mallinnuksen perusteella paaluasennus aiheuttaa kaloille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava kalojen arviointi perustuu junttapaaluasennukseen, sillä sitä pidetään pahimpana mahdollisena tilanteena.(NIRAS, 2023) Kalojen vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 4.5.

Taulukko 4.5: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot kaloille, kun käytetään äänenvaimentamiseksi tuplakuplaverhoa (DBBC), kun 18 m:n junttapaaluja asennetaan huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

Sijainti	**Etäisyyden suhde raja-arvoon**		
	Vamma (r_{injury})		TTS (r_{TTS})
	Kalat	Kalanpoikaset ja mäti	Kalat
1	<100–975 m	525 m	6,9–11,5 km
2	<100–1100 m	650 m	9,4–17,9 km
3	<100–875 m	525 m	5,9–13,9 km

Mallinnuksen perusteella ristikkorakenteisen perustuksen pienpaalujen asennus aiheuttaa hylkeille pisimmät vaikutusalueet, ja seuraava vaikutusten arviointi perustuu tämän perustustyypin asennukseen, sillä se on pahin mahdollinen tilanne. (NIRAS, 2023) Hylkeiden vaikutusarviointiin käytetyt tulokset on esitetty kohdassa Taulukko 4.6.

Akustisessa mallinnuksessa oletetaan, että läheiset merinisäkkäät siirtyvät poispäin vedenalaisesta melusta paalutuksen aikana, ja uintinopeudeksi oletetaan 1,5 m/s, mikä on todennäköisesti molempien hyljelajien tapauksessa varovainen arvio.

Vedenalaisen melun mallinnuksessa oletetaan lisäksi, että yli 200 metrin etäisyydellä ei voi esiintyä PTS:ää, kuten Tanskan energiaministeriön suosituksissa kuvataan (Energistyrelsen, 2022). Siksi malliin sisältyy riittävien lieventämistoimenpiteiden, tässä tapauksessa kaksinkertaisen suurkuplaverhon (DBBC), soveltaminen, joka PTS:n estämisen lisäksi on riittävän tehokas estämään myös TTS:n hylkeissä.

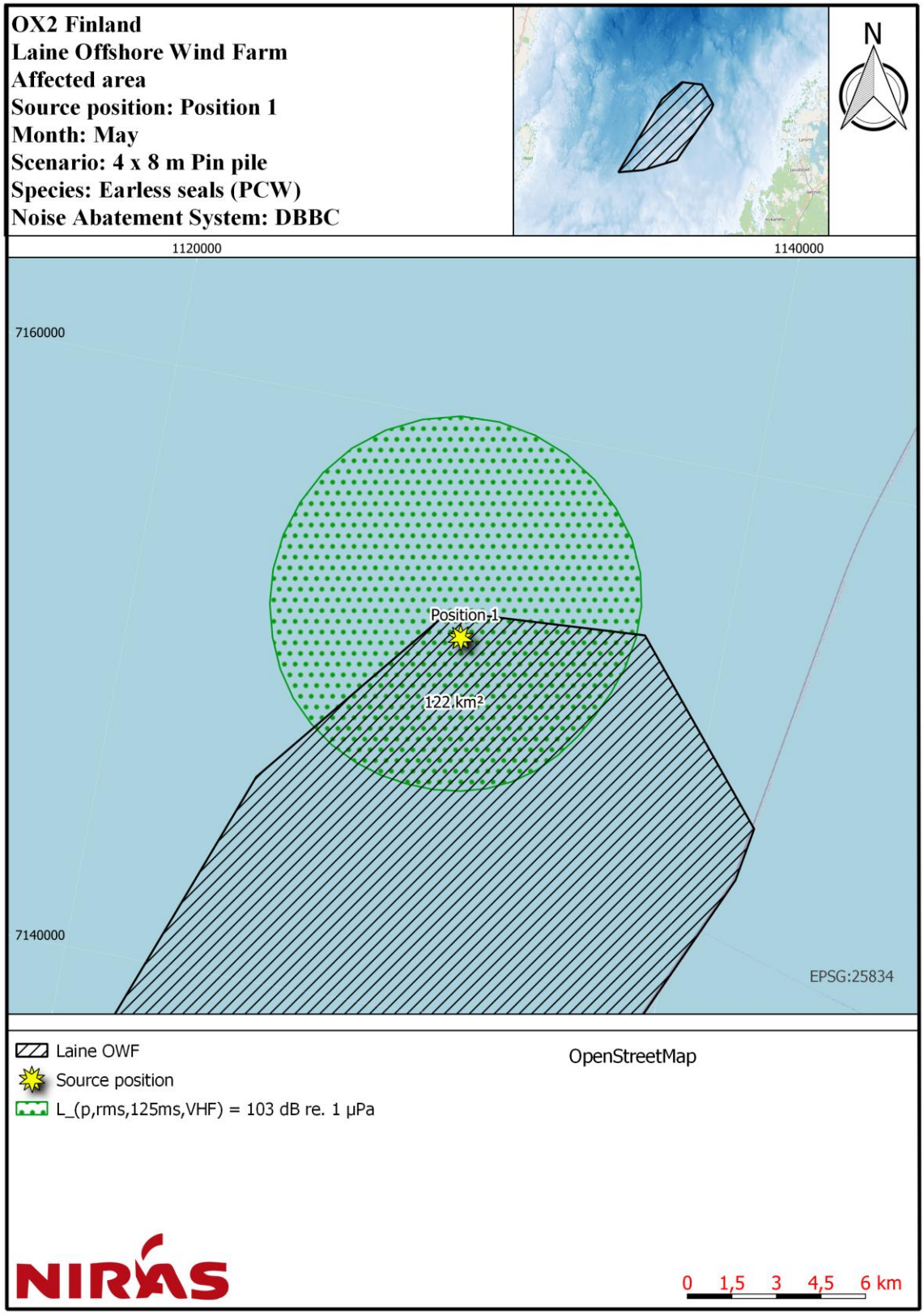
Taulukko 4.6: Vaikutusetäisyyksien raja-arvot hylkeille, kun käytetään melun vaimentamiseksi kaksinkertaista suurkuplaverhoa (DBBC) ristikkorakenteisia perustuksia asennettaessa 4 x 8 m:n pienpaaluilla huonoimmassa kuussa eli toukokuussa.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Sijainti	Etäisyyden suhde raja-arvoon			
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Välttäminen (r_{behav})	Vaikutusalue (välttämiskäyttäytyminen)
	Hylje	Hylje	Hylkeet	Hylkeet
1	<100 m	<200 m	7,45 km	122 km^2
2	<100 m	< 200 m	6,05 km	82 km^2
3	<100 m	< 200 m	6,05 km	63 km^2

Mallinnetut pahimman tapauksen vaikutusalueet hylkeiden käyttäytymisen välttämisreaktioille laskettiin ja esitetään kohdassa Kuva 4.2.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 4.2: Mallinnetut vaikutusalueet hylkeiden välttämisreaktioille (vihreä viiva) Laineen hankealueella ja sen ulkopuolella. Vedenalaisen melun mallintaminen perustuu pahimpaan mahdolliseen skenaarioon, kun asennetaan ristikkorakenteisia perustuksia 4x 8 metrin pienpaaluilla ja kaksinkertaisella suurkuplaverho-lievennysvaikutuksella.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

4.2.2. Vaikutustenarviointi – kalat

Vaikka paalutuksesta aiheutuva vedenalainen melu on voimakasta ja voi vaikuttaa kaloihin suhteellisen laajalla maantieteellisellä alueella, melu on kuitenkin suhteellisen lyhytaikaista eikä jatkuvaa, ja sitä esiintyy vain, kun voimaloiden perustuksia rakennetaan. Hankealueelle asennetaan yhteensä enintään 150 perustusta. Teoriassa perustusten asennus paalutuksella kestää tällöin noin 5 kuukautta (tehokasta työtä) ja paalutusta tehdään noin kuusi tuntia päivässä olettaen, että päivässä asennetaan yhdet perustukset, ilman taukoja (150 perustusta = 150 päivää ~ 5 kuukautta). Käytännössä yhden perustuksen asennuksen kokonaisaika on kuitenkin pidempi ja kestää noin 2 päivää. Kuusi tuntia päivässä yhdelle perustukselle ja viisi kuukautta kaikille perustuksille arvioivat vain paalutukseen kuluvaa aikaa, eikä arviossa oteta kantaa muihin perustuksen asennukseen liittyviin rakennustöihin. Perustusten kokonaisasennusaika on yli 5 kuukautta. Lisäksi asennusaika voi olla pidempi esimerkiksi huonojen sääolosuhteiden vuoksi, jolloin paalutusta ei voida joka päivä tehdä. Paalutusmelun kesto on tästä huolimatta lyhytaikaista.

Tulokset osoittavat, että vaikutusetäisyys kalojen PTS:lle tai loukkaantumiselle on < 100 - 1100 metriä paalutustoiminnasta, kun taas vaikutusetäisyys kalojen TTS:lle on kalalajista riippuen jopa 5.9 - 17,9 kilometriä melulähteestä. Kalojen mätimunille ja kalanpoikasille voi aiheutua kudosvaurioita ja vammoja (kuolevuutta), jos ne altistuvat 207 dB re 1 μPa^2s SEL_{cum} tai sitä suuremmille äänitasoille, ja mallinnus osoitti, että näin tapahtuu jopa 650 metrin etäisyydellä paalutuskohteista.

Paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun (PTS ja vamma) paineen pahimmat vaikutukset kohdistuvat siis yksilöihin paalutustoiminnan välittömässä läheisyydessä. Tämän lisäksi suurin osa kaloista pakenee kauemmas paineen lähteestä ja palaa, kun melu on lakannut, ja mahdollisesti kärsii vain ajan myötä palautuvasta väliaikaisesta kuulonalenemasta (Monroe, Rajadinakaran, & Smith, 2015; Smith, Kane, & Popper, 2004). Myös kalojenpoikaset ja mätimunat vahingoittuvat suhteellisen rajoitetulla alueella paalutuksen läheisyydessä.

Tällä hetkellä on hyvin vähän tietoa PTS:n ja TTS:n lyhyen ja pitkän aikavälin vaikutuksista kaloihin. Toisin kuin sisäelinten fysiologiset vauriot ja pahimmassa tapauksessa kuolleisuus, sekä pakenemiskäyttäytyminen että väliaikainen kuulonalenema liittyvät lajin erityiseen herkkyyteen taajuuksille ja äänen voimakkuudelle. Olemassa olevan kirjallisuuden perusteella ei ole mahdollista arvioida, vaikuttaako pakenemiskäyttäytyminen tai TTS:stä toipumiseen kuluva aika kielteisesti kalayhteisöihin populaatiotasolla vai rajoittuuko vaikutus vain vaikutusalueelle tilapäisen kuulonaleneman ajaksi.

Kalanpoikasten ja mätimunien kuolleisuus luonnollisessa ympäristössä on erittäin korkea, ja vaikka mätimunien ja kalanpoikasten kuolleisuus lähellä paineen lähdettä voi aiheuttaa jonkin verran kantojen menetystä, tätä pidetään hyvin vähäisenä eikä sillä odoteta olevan merkittävää vaikutusta populaation tasolla. Hankealueella arvioidaan olevan hyvin pieni tai pieni merkitys kalojen kutualueena, eikä hankealueelle ajelehtivien kalanpoikasten tai mätimunien luonnollinen elinkelpoisuus olisi sekään todennäköisesti korkea alueen epäsopivien olosuhteiden (kylmä ja syvä) vuoksi. Siksi paalutuksesta syntyvän vedenalaisen melun aiheuttama mätimunien ja kalanpoikasten kuolleisuus arvioidaan merkityksettömäksi, eikä sillä arvioida olevan seurauksia kaloille ja kalakannoille.

Riski sille, että suuret kalamäärät kärsisivät PTS:stä tai kuolleisuudesta, nähdään merkityksettömänä, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä (alle 100–1100 metriä) ja Laine-hankkeen alueella on vain vähän kalalajeja. Yleisesti ottaen Laineen hankealueella on suhteellisen vähän kaloja, ja vaelluskalojen, kuten lohen, siian ja kuoreen, tiheys PTS- tai kuolleisuusetäisyydellä on hyvin pieni.

Lähellä paalutuksen lähdettä, jossa vedenalainen melu on korkea, mutta ei silti alueella, jossa kalat kärsivät vammoista, paine laukaisee välttämisreaktion, jolloin nuoret ja aikuiset kalat pakenevat painetta ja mahdollisesti

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

kärsivät väliaikaisesta kuulonalenemasta. Ei tiedetä, vaikuttavatko lyhytaikaisen TTS:n ja vedenalaisen melun aiheuttaman välttämisreaktion vaikutukset yksittäisten kalojen selviytymiseen ja lisääntymismenestykseen (Andersson et al., 2017). Ne voivat kuitenkin mahdollisesti vaikuttaa kalojen kykyyn toimia normaalisti, mikä voi johtaa kunnon heikkenemiseen. Ei myöskään ole olemassa suoria kenttätutkimuksia, joissa selvitettäisiin, miten paalutusmelun kielteiset vaikutukset vaikuttavat lajiin populaatiotasolla (Popper et al., 2014; Skjellerup, et al., 2015). Koska Laine-hankkeen alue on vähälajinen ja suhteellisen vähän kalojen käytössä, herkkyys arvioidaan pieneksi.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan kohtalaiseksi negatiiviseksi, koska TTS:n vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen pitkiä (jopa 17,9 km). Kaiken kaikkiaan Laineen merituulivoimapuiston hankealueella paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä kaloille, eikä se vaikuta kalakantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.7).

Taulukko 4.7: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun kaloille aiheuttamien vaikutusten arviointi Laineen merituulipuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus - kalat	Pieni	Kohtalainen negatiivinen	Pieni

4.2.3. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Peittymistä tapahtuu, kun ääni- tai melusignaali poistaa tai vähentää eläimen kykyä havaita tai löytää muita ääniä, kuten viestintäsignaaleja, kaikuluotausääniä, petojen ja saaliseläinten signaaleja sekä ympäristön signaaleja. Peittyminen riippuu signaalin ja melun spektrisistä ja ajallisista ominaisuuksista. (Erbe, et al., 2019). Äänen käsittely nisäkkäiden korvassa tapahtuu sarjassa kaistanpäästösuodattimia (Patterson, 1974), joita merinisäkkäiden tapauksessa voisi parhaiten kuvata terssin kaistasuodattimina (Lemonds, et al., 2011). Signaalien peittymistä voi siis tapahtua ja saattaa tapahtua, jos kyseisen signaalin ja vedenalaisen melun taajuus ovat päällekkäisiä.

Useilla merinisäkäslajeilla on kuvattu kompensaatiomekanismeja, joiden avulla ne pystyvät selviämään viestintäsignaalien peittymisestä, joko lisäämällä oman signaalinsa amplitudia (esim. kutsumalla kovempaa) tai siirtämällä signaalin taajuutta (Holt, Noren, Veirs, Emmons, & Veirs, 2009; Parks, Johnson, Nowacek, & Tyack, 2011). Peittymisestä voidaan myös selvitä lisäämällä kutsun kestoa tai nopeutta, jolloin signaalin havaitseminen on todennäköisempää, tai odottamalla, että melu lakkaa (Brumm & Slabbekoorn, 2005).

Vedenalaiset signaalit ovat erityisen tärkeitä hylkeiden soidin- ja parittelukäyttäytymisessä (Van Parijs, 2003). Hylkeiden viestintäsignaalit ovat matalataajuusalueella, ja paalutusmelun aiheuttama peittyminen voi olla mahdollista. Kirjohylkeet ja harmaahylkeet kuitenkin todennäköisesti pääasiassa ääntelevät parittelun yhteydessä, ja se tapahtuu todennäköisesti lähellä maallenousupaikkoja. Näin ollen paalutus lähellä hylkeen pesäpaikkaa voi peittää viestintäsignaalit, kun taas kaukana merellä tapahtuva paalutus ei todennäköisesti häiritse merkittävästi viestintää parittelunäytösten aikana (Tougaard & Michaelsen, 2018).

Mallinnustulokset osoittavat, että jos hylkeet ovat alle 100 metrin ja < 200 metrin etäisyydellä paalutuspaikasta, kun paalutus suoritetaan DBBC:tä vastaavalla melunvaimennusjärjestelmällä ja pehmeällä käynnistys- ja voimistusvaiheella, myös ne voivat altistua PTS:lle ja TTS:lle. Hyvin lyhyiden vaikutusetäisyyksien vuoksi PTS:n tai TTS:n riski hylkeille on lähes olematon.

Kuten aiemmin mainittiin (kohta 4.1.2), paalutusmelulle altistuvien hylkeiden välttämiskäyttäytymistä ja vaikutusalueita on käsitelty vain muutamissa tutkimuksissa, ja näiden tutkimusten tulokset ovat vertailtaessa

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

keskenään epäselviä. Varotoimenpiteenä on oletettu, että hylkeet reagoivat paalutuksesta aiheutuvaan vedenalaiseen meluun samalla etäisyydellä kuin pyöriäiset (7,45 kilometriä tämänhetkisessä mallinnuksessa). Hankealueella voi esiintyä sekä norppia että harmaahylkeitä, mutta koska etäisyys lähimpään norppien tai harmaahylkeiden maallenousupaikkaan on yli 20 km Laineen hankealueelta, aluetta ei pidetä erityisen tärkeänä alueena kummallekaan lajille. Tätä tukee se, että alue on vähäkalainen ja kalat käyttävät sitä suhteellisen vähän, eli se ei ole hylkeille hyvä ravinnonhankinta-alue. Hankealueella voi esiintyä lisääntyviä norppia ja harmaahylkeitä, mutta niitä on siellä vain talvella, jos jääpeite on riittävä. Perustusten asentamisen ei odoteta olevan mahdollista ajanjaksoina, jolloin hankealueelle on muodostunut merijäätä ja siten myöskään häiriötä norpille ei aiheudu.

Riski sille, että hylkeet kärsisivät PTS:stä tai TTS:stä, arvioidaan erittäin lyhyiden vaikutusetäisyyksien (alle 200 metriä) vuoksi merkityksettömäksi.

Vedenalaisen melun aiheuttamat käyttäytymisreaktiot voivat vaihdella aktiivisuustason pienistä muutoksista pakoreaktioihin, joissa yksilöt välttävät aluetta kokonaan. Hylkeiden herkkyys käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan kohtalaiseksi, koska on odotettavissa, että hylkeet välttelevät vaikutusaluetta jossain määrin. Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska vaikutusetäisyydet ovat suhteellisen lyhyitä ja koska vaikutusalue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille.

Hankealueelle asennetaan yhteensä enintään 150 perustusta. Kuten kalojen vaikutustenarviossa kohdassa 4.2.2 mainittiin, perustusten paalutuksen teoreettinen kesto on noin 5 kuukautta (tehokasta työtä). Tämä on olettaen, että päivässä asennetaan yhden perustukset ilman taukoja ja paalutusta tehdään 6 tuntia päivässä. Kuten mainittua, perustusten kokonaisasennusaika on kuitenkin yli 5 kuukautta. Tilapäinen elinympäristön menetys on kuitenkin lyhytaikaista, sillä hylkeet voivat palata alueelle, kun perustusten asennus on saatu päätökseen.

Paalutusmelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan pieneksi negatiiviseksi, koska kyseessä on suhteellisen pieni osuus hylkeiden koko elinalueesta ja vaikutus siihen on tilapäinen, eli vaikka vaikutusmatkat ovat suhteellisen pitkiä (7,45 km), käyttäytymisen välttämisvasteiden esiintymisen todennäköisyys on pieni. Molempien hyljelajien välttämisreaktiot (ja väliaikainen elinympäristön menetys) ovat lyhytaikaisia, ja hylkeiden odotetaan palaavan alueelle muutaman päivän kuluttua asennuksen päättymisestä. Kaiken kaikkiaan Laineen merituulivoimapuiston hankealueella paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.8).

Taulukko 4.8: Rakennusvaiheessa tehtävän paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun hylkeille aiheuttamien vaikutusten arviointi Laineen merituulipuiston alueella.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Paalutus	Kohtalainen	Pieni negatiivinen	Pieni

4.3. Laivaliikenteen aiheuttama vedenalainen melu

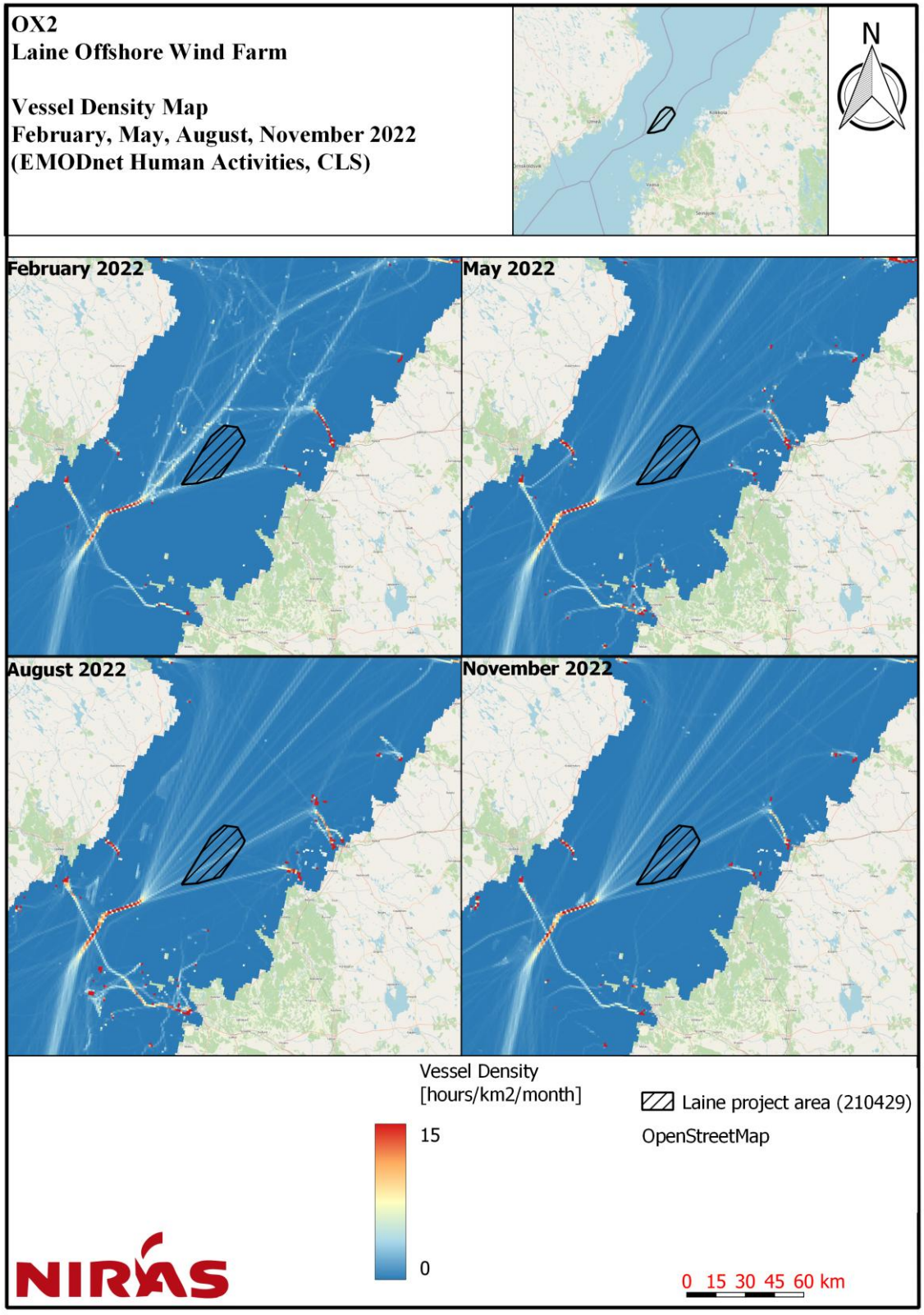
Noin 75 prosenttia ihmisen aiheuttamasta vedenalaisesta melusta aiheutuu laivoista (ICES, 2005). Laivojen melun epäillään aiheuttaneen noin 12 dB:n nousun valtamerten ympäristömelutasossa 1900-luvun jälkipuolella (Hildebrand, 2009). Tuulipuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Laineen merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Vedenalaisen melun leviäminen ympäröivään veteen riippuu vedenalaisen melun taajuudesta, ympäröivästä ympäristöstä (esim. lämpötila, suolapitoisuus ja syvyys) ja muista tekijöistä, kuten käyttönopeudesta, aluksen koosta, lastista jne.(Erbe, et al., 2019; Urick, 1983; Wisniewska, et al., 2016)

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Alueella odotetaan käytettävän sekä pieniä ja nopeita veneitä että suurempia, hitaammin liikkuvia aluksia. Pienempien veneiden aiheuttaman vedenalaisen melun melutaso on 130-160 dB re 1 µPa@1 metri (Erbe, 2013; Erbe, Liong, Koessler, uncan, & Gourlay, 2016), kun taas suurempien alusten aiheuttama vedenalainen melutaso on jopa 200 dB re 1 µPa@1 metri (Erbe & Farmer, 2000; Simard, Roy, Gervaise, & Giard, 2016; Gassmann, Wiggins, & Hildebrand, 2017). Tutkimukset osoittavat, että vedenalainen melutaso nousee, kun alus manööveröi, esimerkiksi kun alus kulkee taaksepäin tai kun aluksen pitämiseksi tietyssä asennossa käytetään työntömoottoreita (Thiele, 1988). Tuoreessa tutkimuksessa mitattiin useiden erityyppisten alusten aiheuttamaa vedenalaista melua. Tutkimuksessa todettiin, että taajuuspitoisuus oli laajakaistainen 0,025-160 kHz:n taajuusalueella, jolla sillä voi mahdollisesti olla negatiivinen vaikutus kaloihin ja merinisäkkäisiin (Hermannsen, Beedholm, Tougaard, & Madsen, 2014).

Tuulipuiston hankealueella on jo nykyisellään laivaliikennettä, ja alue sijaitsee Perämeren pääväylien välittömässä läheisyydessä tai osuu niille (Kuva 4.3). Siksi Laine-hankkeen alueella kuuluu jo nyt pääasiassa matalataajuuksista laivamelua. BIAS-hankkeesta saatujen tietojen perusteella 500 Hz:n taajuusalueella mitatun vedenalaisen melutason arvioidaan olevan yli 85–95 dB re 1uPa Laineen hankealueen keskeisissä osissa (50 % ajasta), erityisesti talvikaudella, jolloin äänellä on taipumus kulkea pidemmälle kuin kesäkaudella. Lisätietoja on vedenalaisen melun raportissa (NIRAS, 2023).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 4.3: Alustiheyskartta vuodelta 2022 EMODnetistä CLS:n AIS-tietojen perusteella. Alustiheys vaihtelee 0…15 tuntia/neliökilometri/kuukausi.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

4.3.1. Vaikutustenarviointi – kalat

Pohjakalalajit, joilla on tai ei ole uimarakkuloita mutta ei erikoistuneita kuuloelimiä, kuulevat taajuuksia, jotka vaihtelevat <20 Hz:n ja 500 Hz:n välillä (Sand & Karlsen, 2000; Chapman & Hawkins, 1973), kun taas lajit, joilla on erikoistuneet kuuloelimet (kuulospesialistit), kuten pelagiset lajit kilohaili ja silakka, kuulevat myös korkeamman taajuuden ääniä (jopa 8 kHz:n taajuudet) (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Näin ollen melun yleiset taajuustasot, joilla kalat kuulevat parhaiten, vastaavat veneiden ja laivojen tuottaman melun taajuusaluetta.

Vaikka yleiset melutasot esimerkiksi rakennus- ja huoltoalusten vedenalaisen melulähteen läheisyydessä ovat tasolla, joka saattaa aiheuttaa useimmissa kaloissa käyttäytymisreaktion, kuten siirtymisen pois aluksen luota (Nedwell et al., 2007), näyttää siltä, että vain suuremmat alukset aiheuttavat melutasoja (>185 dB), jotka voivat tilapäisesti aiheuttaa kuulonalenemaa. Rakennus- ja huoltoalusten aiheuttama vedenalainen melu voi siis vaikuttaa kaloihin, mutta alusten aiheuttaman melun vaikutuksesta useimmat kalat pakenevat poispäin aluksesta ja vain pahimmassa tapauksessa hyvin lähellä melulähdettä (metrin säteellä) oleville yksilöille aiheutuu tilapäistä kuulonalenemaa/menettämistä, joka kestää muutaman viikon (Webb, Popper, & Fay, 2008).

Laineen merituulivoimapuiston hankealue rajautuu Perämeren päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Aluetta hallitsee siis jo nyt vedenalaista melua aiheuttava alusliikenne, ja alueella olevat kalat ovat todennäköisesti jo mukautuneet tiettyyn määrään vedenalaista melua. Laine-hankkeen alue on vähälajinen ja kalat käyttävät sitä suhteellisen vähän, ja sekä pelagisten että pohjakalojen herkkyys laivaliikenteestä aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi, koska käyttäytymisreaktiot tapahtuvat suhteellisen lähellä alusta. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.9).

Taulukko 4.9: Laineen merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

4.3.2. Vaikutustenarviointi - hylkeet

Laivojen melun aiheuttamien negatiivisten vaikutusten laajuus riippuu käytettyjen alusten tyypistä ja lukumäärästä. On vain vähän tietoa siitä, miten laivojen melu vaikuttaa hylkeisiin. Koska tietämys siitä, miten laivamelu vaikuttaa hylkeisiin, on rajallista, ei ole yksimielisyyttä siitä, miten laivamelun vaikutus tulisi kvantifioida (Erbe, et al., 2019). Suurin vaikutus laivamelulla on kuitenkin todennäköisesti hylkeiden käyttäytymiseen. Se voi esimerkiksi aiheuttaa muutoksia niiden ravinnonhankintamallissa alusten läheisyydessä (Richardson, Greene, Malme, & Thompson, 1995; Wisniewska, et al., 2016).

Hylkeiden herkkyys laivamelulle arvioidaan pieneksi, koska vaikutus käyttäytymiseen on rajallinen ja hyvin lyhytkestoinen. Alue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille, ja välttämisreaktiota odotetaan vain alusten välittömässä läheisyydessä. Laivamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan siksi pieneksi negatiiviseksi. Vaikutuksen tarkastelussa on huomioitava myös, että hankealue rajoittuu Perämeren päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Rakentamiseen ja operatiiviseen kunnossapitoon liittyvän laivaliikenteen lisävaikutus jää näin ollen vaatimattomaksi. Kaiken kaikkiaan laivoista aiheutuvan vedenalaisen melun seuraukset hylkeille Laineen merituulivoimapuiston hankealueella arvioidaan vähäisiksi, eikä melu vaikuta kantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 4.10).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Taulukko 4.10: Laineen merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, laivaliikenteestä aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Laivamelu	Pieni	Pieni negatiivinen	Vähäinen

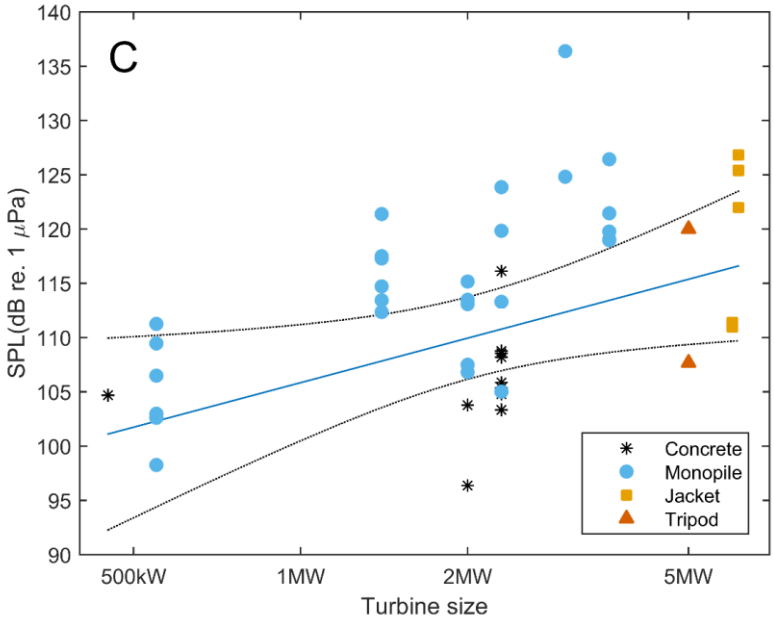
5. Vaikutusten arviointi - Vedenalainen melu toiminnan aikana

Merituulivoimaloiden aiheuttama vedenalainen melu tulee pääasiassa kahdesta lähteestä: koneiston (vaihteiston jne.) mekaanisesta tärinästä, joka välittyy tornia pitkin ja säteilee edelleen ympäröivään veteen; ja tuulipuiston huoltoveneiden aiheuttamasta vedenalaisesta melusta.

5.1. Toimintamelu

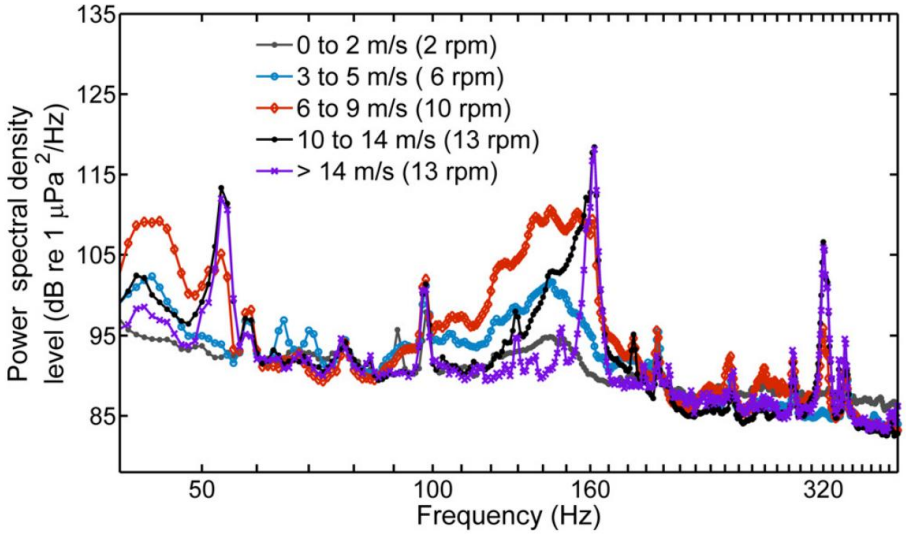
Tougaardin (2020) laatimassa katsauksessa esitellään nykyisten toiminnassa olevien tuulivoimaloiden aiheuttaman vedenalaisen melun mittauksia. Katsauksessa arvioidaan mitattuja vedenalaisia melutasoja tuulennopeuden ja turbiinin koon funktiona. Junttapaalujen osalta tarkastelussa otetaan huomioon 0,55 MW - 3,6 MW:n turbiinien mittaukset. Muista perustustyypeistä (painovoimainen, ristikkorakenteinen ja kolmijalka) on saatavilla vain yksittäisiä mittauksia. Koska toiminnan aikana säteilevä vedenalainen melu riippuu säteilevästä rakenteesta (perustuksesta), perustuksen muodolla, materiaalilla ja koolla on merkitystä. Myös turbiinitekniikat (suorakäyttölaitteisto tai vaihteisto) vaikuttavat toiminnasta säteilevään vedenalaiseen meluun. Tällaisia eroja ei kuitenkaan pystytä selvittämään käytettävissä olevien rajallisten operatiivisten melutietojen perusteella. Sen vuoksi Tougaardin (2020) ehdottamaan trendiviivaan, jossa ei oteta huomioon perustuksen tyyppiä tai kokoa, tulee suhtautua varovaisesti (Kuva 5.1). Trendiviiva osoittaa riippuvuutta koosta, sillä lähteen taso kasvaa 14 dB:llä turbiinin nimelliskapasiteetin 10-kertaista kasvua kohti (Tougaard, Hermannsen, & Madsen, 2020).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 5.1: Mitatun laajakaistaisen toiminnanaikasen melun ja turbiinin koon välinen suhde, joka on koottu saatavilla olevista kirjallisuuslähteistä. Mittaukset on normalisoitu 100 metrin etäisyydelle turbiinin perustasta ja 10 m/s tuulennopeuteen. Lähde: (Tougaard, Hermannsen, & Madsen, 2020).

Kaikki turbiinimelun mittaukset osoittavat, että melu rajoittuu kokonaan mataliin taajuuksiin, alle muutamaan kHz:iin, ja sen huippuenergia on joitain satoja Hz:iä. Kuva 5.2 esittää yhden tyypillisen keskikokoisen turbiinin spektrin, jossa spektrissä näkyy selviä piikkejä 50, 100, 160 Hz:n ja 320 Hz:n alueilla.



Kuva 5.2: Esimerkki keskikokoisen turbiinin (3,6 MW, Gunfleet Sands) taajuusspektreistä eri tuulennopeuksilla. Tasot on ilmoitettu 10 Hz:n välein. Mittaukset tehtiin noin 50 metrin päässä turbiinista. Mittaustulokset: Pangerc et al. (2016).

Vaikka hankkeessa käytettävien turbiinien tyyppiin ja kokoon liittyy epävarmuustekijöitä, pidetään todennäköisenä, että turbiinien melu on verrattavissa muista turbiineista mitattuun meluun. Siihen olisi kuitenkin

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

suhtauduttava varovaisesti. Kuva 5.1:n tietojen perusteella on syytä mainita joitakin huomioita. Ensinnäkin on havaittu, että mitatut äänitasot vaihtelevat huomattavasti, jopa 20 dB, samantyyppisellä perustuksella sijaitsevien yksittäisten turbiinikokojen välillä. Toiseksi, kaikkien datapisteiden parasta osuvuutta edustavaa trendiviivaa (sininen) ei ole arvioitu siten, että se sopisi tarkasti minkään tietyn turbiinikoon kanssa. Tämä asettaa haasteen lähdetasojen luotettavalle ennustamiselle katettujen turbiinien kokoluokassa Kuva 5.1 (0,4 MW–6,15 MW) ja vielä suuremmassa määrin turbiinien kokoluokassa tämän kokoluokan ulkopuolella. Laineen merituulivoimapuiston turbiinikokojen odotetaan olevan 15 MW–25 MW. Tämä merkitsisi 5– 7-kertaista lisäystä verrattuna junttapaaluista saatavilla oleviin empiirisiin tietoihin. Kun otetaan huomioon empiirisissä tiedoissa esiintyvät epävarmuustekijät, minkä tahansa näin suuren ekstrapoloinnin katsotaan antavan hyvin epävarman lähdetason ennusteen.

Toinen epävarmuustekijä ennusteissa on turbiinityyppi. Yhtä lukuun ottamatta kaikki turbiinit, joista on saatavilla mittaustuloksia, käyttävät vaihteistoa, joka on tärkein säteilevän melun lähde. Saatavilla on ainoastaan yksi mittaus suorakäyttöisestä turbiinista (Haliade 150, 6 MW) (Elliott, et al., 2019), joita asennetaan yhä useammin uusiin hankkeisiin. Rajalliset tiedot viittaavat siihen, että suorakäyttöisen turbiinin melutasot ovat luonteeltaan laajakaistaisempia kuin vaihteistolla varustettujen turbiinityyppien.

Kaikista edellä mainituista epävarmuustekijöistä huolimatta seuraavassa lasketaan TTS-kynnyskriteerit, jotka perustuvat siniseen trendiviivaan (Kuva 5.1) sekä skaalaus- ja taajuuslaskelmiin ((Tougaard, Hermannsen, & Madsen, How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? , 2020)). On pidettävä mielessä, että arvioituun vaikutusalueeseen liittyy huomattavia epävarmuustekijöitä, koska tällaista laskentaa tukevaa tieteellistä tietoa ei ole saatavilla.

Sinisen trendiviivan ekstrapoloinnin perusteella 25 MW:n turbiinin äänitaso 100 metrin etäisyydellä olisi $SPL_{rms} = 125.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$. Ensisijainen taajuus olisi ~160 Hz ja toissijainen taajuus 320 Hz, noin 10 dB ensisijaista taajuutta alempana(Tougaard, Hermannsen, & Madsen, How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? , 2020).

Varovainen lähestymistapa asettaisi painottamattoman 160 Hz:n tasolle $SPL_{rms} = 125.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$ ja 320 Hz:n tasolle $SPL_{rms} = 115.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$.

Hylkeet eivät kuitenkaan kuule yhtä hyvin kaikkia taajuuksia, ja hylkeiden kuulokäyrän huomioon ottaminen johtaisi siihen, että äänitasot (yhdestä toimivasta turbiinista, hylkeen kokemina) olisivat:

- @160Hz, 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 105.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$
- @320Hz, 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 100.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$
- "Laajakaista", 100 m etäisyys: $SPL_{rms,PW} = 106.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$

Kirjallisuudessa ei tällä hetkellä ole esitetty mitään käyttäytymiskynnystä hylkeiden osalta, joten 100 metrin päässä olevaa äänitasoa ei voida verrata käyttäytymiskynnykseen. Jos kuitenkin lasketaan 24 tunnin kumulatiivinen meluannos hylkeelle, joka sijaitsee 100 metrin etäisyydellä tuulipuistoalueella sijaitsevasta turbiiniperustuksesta, saadaan tulokseksi kumulatiivinen melualtistustaso, $SEL_{cum,24h,PCW} = 116.4 + 10 \cdot log_{10}(86400) \cong 155.4\ dB\ re.1\mu Pa^2 s$. Kun hylkeen TTS:n alkamisen kynnysarvo jatkuvassa melussa on $SEL_{cum,24h,PW} = 183\ dB\ re.1\mu Pa^2 s$, vaikutus 24 tunnin aikana on 27,6 dB pienempi kuin TTS:n alkamiskriteeri. Kun TTS-kynnyskriteereihin on 27,6 dB:n marginaali, kuulovaurioiden syntyminen on epätodennäköistä.

Useimmat kalat havaitsevat äänet infraäänien (< 20 Hz) taajuusalueelta muutamaan sataan Hz:iin asti (esim. lohi, kuha ja turska), kun taas muut kalalajit, joilla on sisäkorvaan liittyviä kaasutäytteisiä rakenteita (esim. silakka), havaitsevat äänet jopa muutamaan kHz:iin asti. Kalojen päätaajuuskuuloalue on siis päällekkäinen toiminnassa

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

olevien tuuliturbiinien tuottamien taajuuksien kanssa (alle muutama sata Hz). Ei ole olemassa tutkimuksia, joissa määriteltäisiin kalojen käyttäytymisen reaktiokynnys jatkuville melulähteille, ja tällaisten melulähteiden aiheuttamaa TTS:ää koskeva tieteellinen tieto on hyvin vähäistä. Ainoat tutkimukset, joissa on saatu TTS-kynnysarvo kaloille, ovat peräisin kultakaloilla tehdyistä kokeista. Kultakala on makean veden kuulospesialisti, jolla on kaikista kalalajeista herkin kuulo. Laineen hankealueella yleisin kalalaji on silakka, jonka jälkeen tulevat simppu, kuore, kiiski ja siika. Kaikilla näillä lajeilla on vähemmän herkkä kuulo kuin kultakalalla (Popper A. , et al., 2014), ja kultakalan kynnysarvon käyttäminen johtaa vaikutusten yliarviointiin. Empiiriset tiedot useista kalalajeista, joilla ei ole yhteyttä sisäkorvan ja kaasutäytteisen uimarakon välillä, eivät osoita TTS:ää seurauksena pitkäaikaisesta jatkuvasta melualtistuksesta (Popper A. , et al., 2014). Wysockin ym. (2007) tekemässä tutkimuksessa kirjolohi, joka altistui vesiviljelylaitoksessa yhdeksän kuukauden ajan lisääntyneelle jatkuvalle melulle (jopa 150 dB re 1 µPa rms), ei osoittanut kuulonalenemaa eikä mitään kielteisiä terveysvaikutuksia. Näin ollen on arvioitu, että TTS:ää ei todennäköisesti esiinny toiminnassa olevan merituulivoimapuiston vuoksi.

5.1.1. Vaikutustenarviointi, kalat

Käyttömelun luonteen ja voimakkuuden vuoksi on todennäköistä, että äänille herkät pelagiset kalat, kuten sillikalat (kilohaili ja silakka), sekä ääniherkkyydeltään keskitasoiset kalat kuulevat (havaitsevat) sen jopa muutaman sadan metrin etäisyydeltä lähteestä. Pohjakalat, joilla on vain pieni uimarakko tai ei lainkaan uimarakkoa, kuten simput (Cottidae) jne., havaitsevat tuulivoimalamelun vain lyhyillä etäisyyksillä <50 metriä (DFU, 2000).

Vaikka sekä pelagiset että bentaaliset kalalajit voivat kuulla tuulivoimaloiden mekaanisista komponenteista aiheutuvia vedenalaisia ääniä, ei ole mitään viitteitä siitä, että ne osoittaisivat käyttäytymisreaktioita ja pakenisivat tai siirtyisivät pois alueelta. Päinvastoin, kalojen esiintymistä toiminnassa olevien turbiinien läheisyydessä on tutkittu Horns Rev 1 -merituulivoimapuistossa. Seitsemän vuotta perustamisen jälkeen merituulivoimapuistossa havaittiin tuulivoimaloiden lähellä enemmän kalalajeja ja yksilöitä verrattuna läheiseen viitealueeseen (Stenberg et.al., 2011), mahdollisesti johtuen voimaloiden perustusten tarjoamista hyvistä ruokinta- ja piilopaikkamahdollisuuksista.

Mahdollista tottumista tuulivoimaloiden toimintaääniin tukevat tutkimukset, jotka tehtiin Nystedin ja Horns Revin merituulivoimapuistoissa. Näissä tuulivoimaloiden perustusten läheisyydessä havaittiin suuri määrä kalalajeja, mukaan lukien tiheitä seitsenruototokko-, simppu-, kivihuulikala-, mustatokko- ja turskaparvia (Stenberg et.al., 2011) (Hvidt et.al., 2006). Hiljattain tehdyssä tutkimuksessa Borssele 1:n ja 2:n 8 MW:n turbiineista koostuvaan merituulivoimapuistoon asennettiin (vuonna 2020) keinotekoisia riuttarakenteita, joilla luotiin sopivia elinympäristöjä ja ruokailupaikkoja sekä nuorille että aikuisille turskille. Akustisen telemetrian ja akustisten tunnisteiden avulla seurattiin 45 turskan käyttäytymistä. Alustavat analyysit osoittavat, että riutta houkuttelee turskaa ja se pysyttelee mielellään sen läheisyydessä (https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html, 2023).

Vedenalainen voimalamelu ei ole niin korkea, että sillä olisi vaikutusta kalojen varhaiseen elämänvaiheeseen (kalan mätimunat ja poikaset), joten tuulipuiston toiminnan aiheuttama vedenalainen melu ei vaikuta varhaiseen elämänvaiheeseen.

Sekä pelagiset että pohjakalat voivat todennäköisesti kuulla tuulivoimaloiden mekaanisten komponenttien toiminnan aiheuttaman vedenalaisen melun, mutta se ei näytä vaikuttavan niihin merkittävästi. Näin ollen sekä pelagisten että bentaalisten kalojen herkkyys vedenalaiselle melulle luokitellaan pieneksi. Koska ei ole viitteitä siitä, että käytössä olevien voimaloiden läheisyydessä elävät kalayhteisöt eroavaisivat ympäröivän alueen yhteisöistä, vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäisiä kalojen osalta, eikä melu vaikuta kalakantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 5.1).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

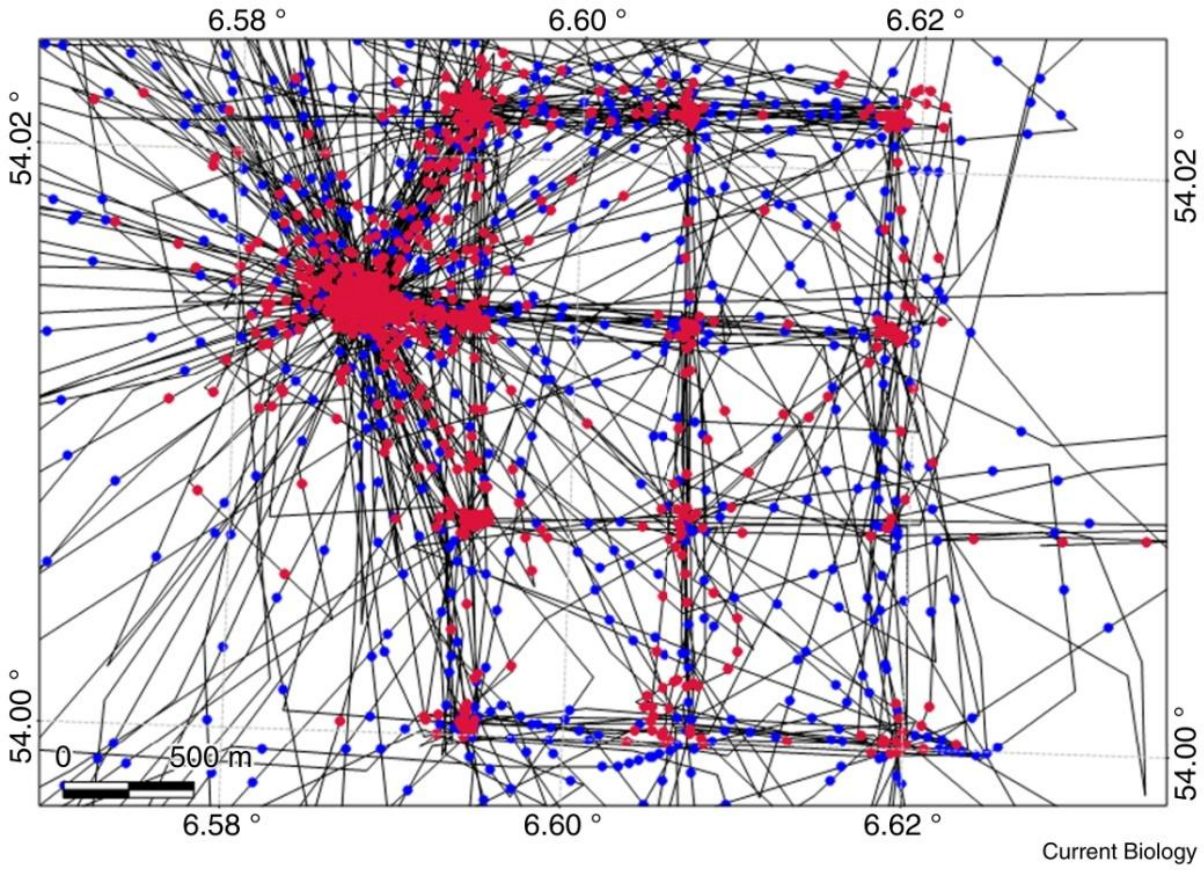
Taulukko 5.1: Laineen merituulivoimapuiston alueen kaloihin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	Vastaanottajan herkkyys	Vaikutuksen suuruus ja laajuus	Seuraus
Toimintamelu	Pieni	Merkityksestön	Merkityksetön

5.1.2. Vaikutustenarviointi – hylkeet

Oletus on, että hylkeet pystyvät kuulemaan toimintamelun muutaman kilometrin päähän hiljaisissa olosuhteissa. Koska hankealueen ympäristömelun odotetaan kuitenkin olevan suhteellisen suurta meriliikenteen vuoksi, se arvioidaan rajoittavaksi tekijäksi matalalla taajuusalueella. Lisäksi hylkeet näyttävät sietävän suhteellisen hyvin toiminnassa olevien tuulipuistojen aiheuttamaa vedenalaista melua (Kastelein, 2011; Southall, et al., 2019). Norppien reagointia tuulivoimaloiden toimintaan liittyvään meluun ei ole tutkittu. Suhteellisen tuore tutkimus, jossa saksalaisessa Alpha Ventus -merituulivoimapuistossa ((Russell, et al., 2014)) 11 kirjohyljettä merkittiin GPS-lähettimillä, osoitti kuitenkin, että neljä merkityistä hylkeistä meni Alpha Ventukseen ja kaksi merkityistä hylkeistä etsi ravintoa voimalan perustusten rakenteissa, joissa ne vierailivat yhdessä turbiinissa ja pysyttelivät perustusten ympärillä jonkin aikaa. Sen jälkeen ne menivät suoraan tuulivoimalan toisen perustuksen luo, kuten Kuva 5.3 osoittaa. Tämä johtaa hyvin jäsenneltyyn liikkumismalliin, joka osoittaa, että perustuksia tutkittiin järjestelmällisesti ravinnon löytämiseksi (Russell, et al., 2014). Yksi merkityistä kirjohylkeistä etsi ravintoa jokaisen 12 toiminnassa olevan tuulivoimalan perustuksista, ja se suosi selvästi perustuksia muihin tuulipuiston sisäisiin alueisiin verrattuna (ks. Kuva 5.3).

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Kuva 5.3: Merkityn kirjohylkeen jäljet Alpha ventus -tuulivoimapuiston (12 turbiinia) ja FINO 1 -tutkimusalustan (Alpha ventuksen vasemmalla puolella) ympärillä. Pisteet osoittavat sijainnit 30 minuutin välein; punainen väri kertoo suuremmasta ravinnonhankintapotentiaalista (Russell, et al., 2014).

Oletus on, että tuulivoimala rakennetaan siten, että perustuksen ympärillä käytetään eroosiosuojausta. Uusi kova pohjasubstraatti vakauttaa merenpohjaa, sillä se auttaa estämään veden virtausten aiheuttamaa hankausta ja lisää pohjan fyysistä monimuotoisuutta ja rakennetta. Odotus on, että ajan myötä betonista, kivimuodostelmista ja teräksestä muodostuvat kovat pohjasubstraatit kehittävät kovan pohjan elinympäristön ja toimivat niin sanottuna keinotekoisena riuttana. Riutalle kehittyy nopeasti erilaisia toisiaan seuraavia riuttaeliöitä ja riuttayhteisö, joka koostuu makrolevälajeista ja erilaisista epibenttisistä selkärangattomista (pohjassa eläviä selkärangattomia) ja niihin liittyvistä kalalajeista, riippuen veden syvyydestä ja virtausolosuhteista sekä materiaalista, josta perusta on rakennettu, mukaan lukien sen heterogeenisuus (DTU Aqua, 2013; Støttrup et al. , 2014). Odotus on, että keinotekoinen riutta houkuttelee kovaan pohjaan ja kiviriuttoihin liittyviä kalalajeja ja siten mahdollisesti lisää hylkeiden saalista. Tuulivoimaloiden melu voi siis toimia myös eräänlaisena "ruokakellona".

Kirjohylkeiden lailla myös harmaahylkeiden on raportoitu seuraavan ihmisen pystyttämiä rakenteita, kuten vedenalaisia kaapeleita, ja hankkivan ravintoa kaapeleiden varrelta (Russell, et al., 2014). Siksi oletetaan, että harmaahylkeet reagoivat tuulipuistoihin samalla tavalla kuin kirjohylkeet.

Hylkeiden herkkyys tuulipuiston toiminnasta aiheutuvalle vedenalaiselle melulle on pieni tai olematon, mikä perustuu olemassa olevaan tietoon hylkeiden käyttäytymisestä merituulivoimapuistojen alueilla. Alue ei ole tärkeä ravinnonhankinta-alue norpille tai harmaahylkeille. Toimintamelun vaikutuksen suuruus ja laajuus arvioidaan merkityksettömäksi. Vaikutuksen tarkastelussa on huomioitava myös, että hankealue rajoittuu Perämeren päälaivaliikenneväyliin ja on päällekkäinen niiden kanssa. Tuulivoimapuiston toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun lisävaikutus on näin ollen vaatimaton. Kaiken kaikkiaan voimaloiden toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

melun seuraukset hylkeille arvioidaan merkityksettömäksi, eikä melu vaikuta hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä (Taulukko 5.1).

Taulukko 5.2: Laineen merituulivoimapuiston alueen hylkeisiin kohdistuvan, voimalan toiminnasta aiheutuvan vedenalaisen melun vaikutustenarviointi.

Vaikutus	**Vastaanottajan herkkyys**	**Vaikutuksen suuruus ja laajuus**	**Seuraus**
Toimintamelu	Pieni	Merkityksetön	Merkityksetön

6. Kumulatiiviset vaikutukset

Kumulatiivisten vaikutusten arviointi perustuu hankkeen vaikutusarviointiin sekä muihin paikallisiin tai alueellisiin hankkeisiin tai suunnitelmiin, jotka voivat vaikuttaa kumulatiivisiin ympäristövaikutuksiin. Kumulatiivisia vaikutuksia syntyy, kun useat samalle alueelle suunnitellut hankkeet vaikuttavat samaan aikaan samoihin ympäristövastaanottajiin. Laineen merituulivoimapuiston tapauksessa vedenalaisen melun kumulatiivisia vaikutuksia voi syntyä, jos samaan aikaan rakennetaan muita merituulivoimapuistoja tai muita hankkeita, jotka aiheuttavat samantyyppisiä vaikutuksia. Arviointi perustuu rakennusluvan saaneisiin hankkeisiin sekä suunnitteluvaiheessa oleviin hankkeisiin ja merituulivoimapuistojen samanaikaiseen rakentamiseen.

Merinisäkkäisiin ja kaloihin kohdistuvien kumulatiivisten vaikutusten oletetaan ilmenevän vain rakennusvaiheen aikana, sillä toimintavaiheen arvioidaan vaikuttavan merinisäkkäisiin ja kaloihin rajallisesti ja paikallisesti (ks. kohta 5.1), joten kumulatiivisia vaikutuksia toimintavaiheessa ei todennäköisesti esiinny.

Alueellisia kumulatiivisia vaikutuksia voi esiintyä, kun tai jos meluisia rakennustöitä, erityisesti paalutusta, tehdään Laineen alueella samanaikaisesti viereisten hankkeiden vastaavien toimenpiteiden kanssa. Tällöin yksittäisten hankkeiden yksittäiset vaikutusalueet voivat kasautua yhteen ja muodostaa siten suuremman vaikutusalueen, josta merinisäkkäät ja kalat eivät voi paeta yhtä nopeasti kuin yhdeltä vaikutusalueelta.

Suhteellisen lähelle Laineen merituulivoimapuiston kehitysaluetta on suunnitteilla yksi merituulivoimapuisto. Taulukko 6.1 sisältää suunnitellun merituulivoimapuiston.

Taulukko 6.1: Kumulatiivisessa arvioinnissa huomioitavat hankkeet

Tuulivoimapuisto/kehittäjä	Maa	Suunniteltu enimmäisteho yhteensä / voimaloiden enimmäismäärä	Vähimmäisetäisyys Laineen merituulivoimapuistosta	Suostumusvaihe	Odotettu rakennusvuosi
Kappa/Njord	Ruotsi	1325 MW/74 turbiinia	1 km	YVA-raportti työn alla	2031–2033

Njord suunnittelee Kappan merituulipuiston rakentamista (kapasiteetti 1 325 MW) noin 1 kilometrin päähän länteen Laineen merituulivoimapuistosta. Kappa on varhaisessa suunnitteluvaiheessa ja YVA-työ on parhaillaan käynnissä. Kappan rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2031–2033. Koska Laineen merituulivoimapuiston rakennusvaihe on suunniteltu vuosille 2029–2031, näiden kahden merituulipuiston rakennusvaiheet eivät osu samaan

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

aikaan. Rakentamisen aikana ei siis paaluteta kahdella hankealueella samaan aikaan. Laine- ja Kappa-merituulivoimapuistojen kumulatiivisten vaikutusten odotetaan siksi olevan merkityksettömiä.

7. Johtopäätös

Laineen merituulivoimapuiston rakentamisen aikana merkittävin kaloille ja merinisäkkäille aiheutuva vedenalainen melupaine on asennustoiminnasta (esim. paalutus) aiheutuva vedenalainen melu. Kun käytetään pehmeää käynnistys- ja voimistusmenettelyä yhdessä kaksinkertaisen suurkuplaverhon tehokkuutta vastaavan vaimennusjärjestelmän kanssa, on epätodennäköistä, että hylkeille aiheutuu pysyvän (PTS)- tai tilapäisen (TTS) kuulonaleneman oireita, ja PTS- tai TTS-oireiden riski on arvioitu merkityksettömäksi, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä (alle 200 metriä). Hylkeen herkkyys käyttäytymisvaikutuksille arvioidaan pieneksi, sillä lähin maallenousupaikka on 20 kilometrin päässä. Kaiken kaikkiaan paaluajon aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä norpille ja hylkeille, eikä se vaikuta hyljekantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä.

Paalutuksesta syntyvän vedenalaisen melun aiheuttama kalojen PTS- tai kuolleisuusriski on arvioitu merkityksettömäksi, koska vaikutusetäisyydet ovat hyvin lyhyitä (<100-1100 metriä). Kalat voivat altistua TTS:lle 17,9 kilometrin etäisyydelle asti. Koska Laineen hankealueella on vähän lajeja ja kalat käyttävät sitä suhteellisen vähän, herkkyys arvioidaan pieneksi. Laineen merituulivoimapuiston hankealueella paalutuksen aiheuttaman vedenalaisen melun seurausten arvioidaan olevan vähäistä kaloille, eikä se vaikuta kalakantoihin lyhyellä eikä pitkällä aikavälillä.

Tuulipuiston rakentamisen ja operatiivisen kunnossapidon aikana Laineen merituulivoimapuiston hankealueella ja sen läheisyydessä on odotettavissa sekä pienten että suurten alusten laivaliikenteen kasvua. Tuulipuiston hankealueella on jo nyt laivaliikennettä, ja alue sijaitsee Perämeren pohjoisosan pääväylien välittömässä läheisyydessä tai osuu niille (Kuva 4.3). Siksi Laine-hankkeen alueella kuuluu jo nyt pääasiassa matalataajuuksista laivamelua. Näin ollen laivaliikenteen aiheuttaman vedenalaisen melun vaikutukset arvioidaan merkityksettömäksi kalojen osalta ja vähäisiksi norppien ja harmaahylkeiden osalta, eivätkä ne vaikuta kala- ja hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä.

Toiminnan aikana tuulivoimaloista voi aiheutua vedenalaista melua. Kuten edellä mainittiin, Laineen hankealueella melutasot ovat jo nyt kohonneita laivamelun vuoksi. Tuulipuiston toiminnasta aiheutuvan melun odotetaankin olevan ympäristön melutasoa alhaisempi, ja se kuuluu vain tuulivoimaloiden läheisyydessä. Vedenalaisen melun vaikutukset arvioidaan merkityksettömäksi sekä kalojen, norppien että harmaahylkeiden osalta, eivätkä ne vaikuta kala- ja hyljekantoihin lyhyellä tai pitkällä aikavälillä.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

8. Viittaukset

Aarestrup, K., Økland, F., Hansen, M. M., Righton, D., Gargan, P., Castonguay, M., Bernatchez, L., Howey, P., Sparholt, H., Pedersen, M. I. ja McKinley, R. S. (2009). Oceanic Spawning Migration of the European Eel (Anguilla anguilla). Science, 325(5948), 1660–1660. https://doi.org/10.1126/science.1178120

Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. ja Skurdal, J. (2011). Atlantic Salmon Ecology. Blackwell Publishing.

Alliance, E. A. (2022). EAA position on recreational fishing for Atlantic salmon in the Baltic in 2023. European Anglers Alliance.

Andersson et al. (2017). A Framework for regulating underwater noise during pile driving. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency .

Andersson, M., Andersson, S., Ahlsén, J., Andersson, B., Hammar, J., Persson, L. P., . . . Wikström, A. (2016). A framework for regulaing underwater noise during pile driving. A technical Vindval report, ISBN 978-91-620-6775-5, Swedish.

Aneer, G. (1989). Herring (Clupea harengus L.) spawning and spawning ground characteristics in the Baltic Sea. Fisheries Research, 8(2), 169–195. https://doi.org/10.1016/0165-7836(89)90030-1.

Appelberg, M. (2012). The Baltic Sea - Fish Communities. In L. Norrgren & J. Levengood (Eds.), Ecology and Animal Health.

Appelberg, M., Holmquist, M., & Forsgren, G. (2003). An alternative strategy for coastal fish monitoring in the Baltic Sea.

Arrhenius, F., & Hansson, S. (1993). Food consumption of larval, young and adult herring and sprat in the Baltic Sea . Marine Ecology Progress Series.

ASCOBANS. (2012). Conservation Plan for the Harbour Porpoise Population in the Western Baltic, the Belt Sea and the Kattegat. . Bonn (DEU).

Band, B., Sparling, C., Thompson, D., Onoufriou, J., Martin, E., & West, N. (2016). Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines.

Bellmann, M. A., May, A., Wendt, T., Gerlach, S., Remmers, P., & Brinkmann, J. (2020). *Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values.* Oldenburg, Germany: ITAP.

Bergenius, M. A., Gårdmark, A., Ustups, D., Kaljuste, O., & Aho, T. (2011). Fishing or the environment – what regulates recruitment of an exploited marginal vendace (Coregonus albula (L.)) population? .

Bergström, L., Heikinheimo, O., Svirgsden, R., Kruze, E., Ložys, L., Lappalainen, A., . . . Olsson, J. (2016). Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169, 74–84. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.013.

Brumm, H., & Slabbekoorn, H. (2005). Acoustic communication in noise. Advances in the Study of Behavior 35: 151-209.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Chapman, C., & Hawkins, A. (1973). A field study of hearing in the cod, Gadus morhua L. *Journal of comparative physiology*, 85: 147-167.

CHM. (2019). The Northern Bothnian Bay.

DFU. (2000). *Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area.* DFU-Rapport.

DTU Aqua. (2013). Stenrev: Gennemgang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. *DTU Aqua-rapport 266-2013*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.

Elliott, J., Khan, A. A., Lin, Y.-T., Mason, T., Miller, J. H., Newhall, A. E., . . . Vigness-Raposa, K. J. (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.* OCS Study BOEM 2019-028. Hdr 281 pp.

Emeis, K.-C., Struck, U., Blanz, T., Kohly, A., & Voβ, M. (2003). Salinity changes in the central Baltic Sea (NW Europe) over the last 10000 years. The Holocene, 13(3), 411–421.

Enderlein, O. (1986). Vendace (Coregonus albula (L.)) in the bothnian bay, the Baltic. . Inf. Inst. Freshw. Res. (Drottningholm), 1.

Energistyrelsen. (2022, April). *Guideline for underwater noise - installation of impact-driven piles.* København: ens.dk.

Enger, P. (1967). Hearing in herring. *COmparative Biochemistry and physiology*, 527-538.

Erbe, C. (2013). Underwtaer noise of small personal watercrafts (jet skis). The Journal of Acoustical Society of America. 133, EL326-EL330.

Erbe, C., & Farmer, D. (2000). Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea . The Journal of the Acoustic Society of America. 108. 1332-1340.

Erbe, C., Liong, S., Koessler, M., uncan, A., & Gourlay, T. (2016). Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats. The Journal of Acoustical Society of America. 139. EL223-EL227.

Erbe, C., MArley, S., Schoeman, R., Smith, J., Trigg, L., & Embling, C. (2019). The effectsof ship noise on marine mammals - a review. Frontiers in Marine Ecology. Vol 6. Artikel 606.

Fay et al. . (1999).

Finnish Ministry of Agriculture and Forestry. (2007). Management Plan for the Finnish Seal Populations in the Baltic Sea. http://mmm.fi/documents/1410837/1721042/4b_Hylkeen_enkku_nettiin.pdf/aeb2abf7-d6f0-422e-8a6a-94ba8403df31, Helsinki.

Fishbase. (2023a). Myoxocephalus quadricornis (Linnaeus, 1758) Fourhorn sculpin. Https://Www.Fishbase.Se/Summary/Myoxocephalus-Quadricornis.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Fishbase. (2023b). Myoxocephalus scorpius (Linnaeus, 1758) Shorthorn sculpin. . Https://Www.Fishbase.Se/Summary/Myoxocephalus-Scorpius.Html.

Fishbase.se. (2023). Gymnocephalus cernua (Linnaeus, 1758) Ruffe. Https://Www.Fishbase.Se/Summary/Gymnocephalus-Cernua.Html.

FishinginFinland. (2018). Closed season for eel from October to January. . Https://Www.Fishinginfinland.Fi/Nyheter&tiedoteid=40.

Galatius, A. (2017). Baggrund for spættet sæl og gråsæls biologi og levevis i Danmark. Aarhus: Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Gassmann, M., Wiggins, S., & Hildebrand, J. (2017). Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality. The journal of the Acoustical Society of America 105:2493-2498.

Hamrén, H. (2021). Continued high fishing pressure on herring in the Gulf of Bothnia next year. Https://Balticeye.Org/En/Fisheries/Highs-and-Lows-for-Herring-Tac/.

Happo, L., & Vatanen, S. (2022). Laine merituulipuiston suunnittelualueen koekalastus vuonna 2022.

Havs- och Vattenmyndigheten. (2012). Nationell förvaltningsplan för gråsäl (Halichoerus grypus) i Östersjön. http://www.rktl.fi/www/uploads/pdf/Hylkeet/forvaltningsplan_grasal_sverige_2012.pdf.

HELCOM. (2013). Red list, Phoca hispida botnica.

HELCOM. (2013a). Red list, Halichoerus grypus.

HELCOM. (2013b). *Species information sheet - Phoca Hispida botnica.* HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group.

HELCOM. (2013c). HELCOM Red List Fish and Lamprey Species Expert Group 2013 - Fourhorn sculpin.

HELCOM. (2013d). HELCOM Red List Fish and Lamprey Species Expert Group 2013 - Shorthorn sculpin.

HELCOM. (2014). Registered mortality of seals, HELCOM secretariat, Helsinki.

HELCOM. (2018a). Distribution of Baltic seals. Helcom core indicator report.

HELCOM. (2018b). Population trends and abundance of seals. HELCOM.

HELCOM. (2018c). Guidelines for coastal fish monitoring sampling methods of HELCOM ver 2014-10-13.

HELCOM. (2018d). State of the Baltic Sea - Second HELCOM Holistic Assessment 2011-2016. . Baltic Sea Environment Proceedings 155.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., & Madsen, P. (2014). High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (Phocoena phocoena). . J. Acoust. Soc. Am. 136(4):1640-1653.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Herrmann, C. (2013). Robbenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern 2006-2012. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie.

Hildebrand, J. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. . Marine Ecology Progress Series 395:5–20.

Holt, M., Noren, D., Veirs, V., Emmons, C., & Veirs, S. (2009). Speaking up: Killer whales (Orcinus orca) increase their call ampliamplitude. J. Acoust. Soc. Am. 125: 27.

https://phys.org/news/2023-04-cod-artificial-reef-farm.html. (2023). Research shows that cod love the artificial reffe at a wind farm.

Hvidt et.al. (2006). Fish along the Cable Trace Nysted Offshore Wind Farm Final Report. Dong Energy / Orbicon AS.

Härkönen, T. (2015). *Pusa hispida ssp. botnica. The IUCN Red List of Threatened Species* . Retrieved from https://www.iucnredlist.org/species/41673/66991604

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilman, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., & Reijnders, P. (2007). Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. NAMMCO Scientific Pulications 6: 57-68.

Härkönen, T., Stenman, O., Jüssi, M., Jüssi, I., Sagitov, R., & Verevkin, M. (2014). Population size and distribution of the Baltic ringed seal (Phoca hispida botnica). *NAMMCO Scientific Publications, VOol 1*.

ICES. (2005). Report of the Ad-hoc Group on Impacts of Sonar on Cetaceans and Fish (AGISC) . 2nd Edition. P. 61. ICES-International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen, Denmark.

ICES. (2016). Report of the Workshop on Eel Stocking (WKSTOCKEEL).

Jacobson, P., Gårdmark, A., & Huss, M. (2020). Population and size-specific distribution of Atlantic salmon Salmo salar in the Baltic Sea over five decades. . Journal of Fish Biology, 96(2), 408–417. https://doi.org/10.1111/jfb.14213.

Johannesson, K., & André, C. (2006). Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. . Molecular Ecology, 15(8), 2013–2029. https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02919.x.

Jones, E. M., Smout, S., Hammond, P., Duck, C., Morris, C., Thompson, D., . . . Matthiopoulos, J. (2015). Patterns of space use in sympat-ric marine colonial predators reveal scales of spatial partitioning. Marine Ecology Progress Series, 534, 235-249.

Jorgensen, H. B., Hansen, M. M., Bekkevold, D., Ruzzante, D. E., & Loeschke, V. (005). Marine landscapes and population genetic structure of herring (Clupea harengus L.) in the Baltic Sea. . Molecular Ecology, 14(10), 3219–3234. https://doi.org/10.1111/.

Jutila, E., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Saloniemi, I., & Pasanen, P. (2003). Differences in sea migration between wild and reared Atlantic salmon (Salmo salar L.) in the Baltic Sea. . Fisheries Research, 60(2–3), 333–343. https://doi.org/10.1016/S0165.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Jüssi, M., Härkönen, T., Helle, E., & Jüssi, I. (2008). Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic grey seal (Halichoerus grypus) females. *37*, 80-85. Ambio.

Kagervall, A. (2008). Early to late summer fish distribution in a bay of the Gulf of Bothnia.

Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Fonfara, S., Kramer, K., & Prange, A. (2009). Effects of methyl-, phenyl-, ethylmercury and mercurychlorid on immune cells of harbor seals (Phoca vitulina). Journal of Environmental Sciences Volume 21, Issue 12:1716–1721.

Kallio-Nyberg, I., & Ikonen, E. (1992). Migration pattern of two salmon stocks in the Baltic Sea. . ICES Journal of Marine Science, 49(2), 191–198. https://doi.org/10.1093/icesjms/49.2.191.

Karlsen. (1992). Infrasound sensitivity in the plaice (Pleuronectes platessa) Vol. 171, pp 173-187. J. Exp. Biology .

Kastelein, R. (2011). Temporary hearing threshold shifts and recovery in a harbor porpoise and two harbor seals after exposure to continuous noise and playbacks of pile driving sounds. Part of the Shortlist Masterplan Wind 'Monitoring the Ecological Impact .

Kautsky, L., & Kautsy, N. (2000). Seas at The Millennium: An Environmental Evaluation - The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian bay (C. Sheppar, Ed.). Elsevier Science Ltd.

Kottelat, M., & Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes.

Köster, F. (2000). Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? ICES Journal of Marine Science, 57(2), 310–323. https://doi.org/10.1006/jmsc.1999.0528.

Lamichhaney, S., Barrio, A. M., Rafati, N., Sundström, G., Rubin, C.-J., Gilbert, E. R., . . . Andersson, L. (2012). Population-scale sequencing reveals genetic differentiation due to local adaptation in Atlantic herring. . Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(47), 19345–19350. https://doi.org/10.1073/pnas.1216128109.

Larsson, S., Byström, P., Berglund, J., Carlsson, U., Veneranta, L., Larrson, S. H., & Hudd, R. (2013). Characteristics of anadromous whitefish (Coregonus lavaretus (L.)) rivers in the Gulf of Bothnia. . Advances in Limnology, 64, 189–201. https://doi.org/1.

Lehtonen, H. (1982). Biology and stock assessments of Coregonids by the Baltic coast of Finland. Finnish Fisheries Research.

Lehtonen, H., & Himberg, M. (1992). Baltic Sea migration patterns of anadromous, Coregonus lavaretus (L.) s.str. and sea-spawning European whitefich, C.l. widegreni Malmgren. . Polskie Archiwum Hydrobiologii.

Lemonds, D., Kloepper, L., Nachtigall, P., W.W.L., A., Vlachos, S., & Branstetter, B. (2011). A re-evaluation of auditory filter shape in delphinid odontocetes: Evidence of constant-bandwidth filters. J. Acoust Soc Am 130:3107–3114. doi: 10.1121/1.3644912.

Life, P. (2023). Shorthorn Sculpin, Myoxocephalus scorpius. . Http://Www.Polarlife.ca/Organisms/Fish/Marine/Sculpins/Shorthorn.Htm.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

López, M.-E., Bergenius Nord, M., Kaljuste, O., Wennerström, L., Hekim, Z., Tiainen, J., & Vasemägi, A. (2022). Lack of panmixia of Bothnian Bay vendace - Implications for fisheries management. Frontiers in Marine Science, 9. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1028863.

Luke. (2023). Statistikdatabas. Https://Www.Luke.Fi/Sv/Statistik/Statistikinfo/Statistikdatabas.

Madsen, P., Wahlberg, M., Tougaard, J., Lucke, K., & Tyack, P. (2006). Wind turbine underwater noise and marine mammals: implications of current knowledge and data needs. *Marine Ecology Progress Series 309: 279-295.*

Mattila, N., Halonen, V., & Vatanen, S. (2022). Laine merituulipuistohankkeen pehmeiden pohjien pohjaeläimistä vuonna 2022.

McConnell, B., Lonergan, M., & Dietz, R. (2012). *Interactions between seals and off-shore wind farms.* The Crown Estate.

McCormick, S., Farrell, A., & Brauner, C. (2013). Euryhaline Fishes. Academic Press.

Monroe, J. D., Rajadinakaran, G., & Smith, M. E. (2015). Sensory hair cell death and regeneration in fishes. *9*. Frontiers in Cellular Neuroscience. doi:10.3389/fncel.2015.00131

NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission. . (2019). Report of the Scientific Committee 26th Meeting, October 29 – November 1, Tórshavn Faroe Islands. .

NatureGate. (2021a). Fourhorn sculpin. Https://Luontoportti.Com/En/t/1960/Fourhorn-Sculpin.

NatureGate. (2021b). Short-horn sculpin. Https://Luontoportti.Com/En/t/1981/Short-Horn-Sculpin.

Naturhistoriska riksmuseet. (2022). Observations of harbour porpoise in swedish waters: https://marinadaggdjur.nrm.se/observationer-tumlare.

Naturvårdsverket. (2010). Undersökning av Utsjöbankar - Inventering, modellering och naturvärdesbedömning.

Naturvårdsverket. (2012). Vindkraftens effekter på marint liv.

Nedwell et al. (2007). A validation of the dB ht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise. Subacoustech Report No 534R1231, s.l.: Subacoustech.

Neo et. al. (2014). Temporal structure of sound affects behvioral recovery from noise impact in European seabass. Biological Conservation 178:65-73.

Nilsson, L., Thygesen, U., Lundgren, B., Nielsen, B. N., & Beyer, J. (2003). Vertical migration and dispersion of sprat (Sprattus sprattus) and herring (Clupea harengus) schools at dusk in the Baltic Sea. . Aquatic Living Resources, 16(3), 317–324.

NIRAS. (2023). Laine offshore wind farm. Underwater noise prognosis for construction phase.

NMFS. (2018). Revision to technical guidance for assessing effects of anthropogenic sound on marine mammal hearing.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

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.

Oksanen, S., Neimi, M., Ahola, M., & Kunnasranta, M. (2015). Identifying foraging habitats of Baltic ringed seals using movement data. Movement ecology 3:33. DOI 10.1186/s40462-015-0058-1.

Olsen, M., Galatius, A., Biard, V., Gregersen, K., & Kinze, C. (2016). The forgotten type specimen of the grey seal (Halichoerus grypus) from the island of Amager, Denmark. Zoological Journal of the Linnean Society. (April).

Pangerc, T., Theobald, P. D., Wang, L. S., Robinson, S. P., & Lepper, P. A. (2016). *Measurement and characterisation of radiated underwater sound from a 3.6 MW monopile wind turbine.* Journal of the Acoustical Society of America 140:2913–2922.

Parks, S., Johnson, M., Nowacek, D., & Tyack, P. (2011). Individual right whales call louder in increased environmental noise. . Biol. Lett. 7: 33-35.

Patterson, R. (1974). Auditory filter shape. . J. Acoust. Soc. Am. 55.

Popper et al. (2014). Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI. Springer.

Popper, A., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . Southall, B. L. (2014). Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles. ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI.

Popper, A., Hawkins, A., Fay, R., Mann, D., Bartol, S., Carlson, T., & Travolga, W. (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.

Ravinet, M., Syväranta, J., Jones, R. I., & Grey, J. (2010). A trophic pathway from biogenic methane supports fish biomass in a temperate lake ecosystem. Oikos, 119(2), 409–416. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17859.x.

Reddin, D. G., Downton, P., Fleming, I. A., Hansen, L. P., & MAHON, A. (2011). Behavioural ecology at sea of Atlantic salmon (Salmo salar L.) kelts from a Newfoundland (Canada) river. . Fisheries Oceanography, 20(3), 174–191. https://doi.org/10.1111/j.1365-.

Richardson, W., Greene, C., Malme, C., & Thompson, D. (1995). Marine mammals and noise. Academic Press, New York.

Russell, D., Brasseur, S., Thompson, D., Hastie, G., Janik, V., Aarts, G., . . . McConnell, B. (2014). Marine mammals trace anthropogenic structures at sea. Current Biology 24: R638-R639.

Russell, D., Hastie, G., Thompson, D., Janik, V., Hammond, P., Scott-Hayward, L., . . . McConnell, B. (2016). Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology, 53, 1642-1652.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Sadler, K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, Anguilla anguilla L. . Journal of Fish Biology, 15(4), 499–507. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1979.tb03633.x.

Salminen, M., Erkamo, E., & Salmi, J. (2011). Diet of post-smolt and one-sea-winter Atlantic salmon in the Bothnian Sea, Northern Baltic. . Journal of Fish Biology, 58(1), 16–35. https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2001.tb00496.x.

Sand, O., & Karlsen, H. (2000). Detection of infrasound and linear acceleration in fishes. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 355(1401):1295-8.

Saulamo, K., & Neuman, E. (2002). Local management of Baltic fish stocks – significance of migrations.

Shpilev, H., Ojaveer, E., & Lankov, A. (2005). Smelt (Osmerus eperlanus L.) in the Baltic Sea. . Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol., 54.

Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C., & Giard, S. (2016). Analysis and modeling of 225 source levels of merchant ships from an acoustic observatory along St. LAwrence Seaway. The Journal of the Acoustic Society of America. 140. 2002-2018.

Skjellerup, P., McKenzie, C., Tarpgaard, E., Thomsen, F., Schack, H., Tougaard, J., . . . Heilskov, N. (2015). Marine mammals and underwater noise in relation to pile driving – Working Group 2014. Report to the Danish Energy Authority.

Smith, M. E., Kane, A. S., & Popper, A. N. (2004). Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (Carassius auratus). *207*, 427-435. The Journal of experimental biology.

Sõrmus, I., & Turovski, A. (2003). European whitefish, Coregonus lavaretus (L.) s.l., baltic sea forms. In E. Ojaveer & T. Saat (Eds.), Fishes of Estonia. Estonian Academy Publishers.

Southall, B., Finneran, J., Reichmuth, C., Nachtigall, P., Ketten, D., Bowles, A., . . . Tyack, P. (2019). Marine mammal noise exposure criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquatic Mammals, 45(2), 125-323.

Stenberg et.al. (2011). Effects of the Horns Rev 1 Offshore Wind Farm on Fish Communities. Follow-up seven years after construction. DTU Aqua Report No 246.

Stephenson, R., Peltonen, H., Pönni, J., Rahikainen, M., Aro, E., & Setälä, J. (2002). Linking Biological and Industrial Aspects of the Finnish Commercial Herring Fishery in the Northern Baltic Sea. Herring: Expectations for a New Millennium.

Støttrup et al. . (2014). Restoration of a temperate Reef: Effects on the Fish Community - (4), pp. 1045-1059. Journal of Ecology .

Sundqvist, L., Harkonen, T., Svensson, C., & Harding, K. (2012). Linking climate trends to population dynamics in the Baltic ringed seal - Impacts of historical and future winter temperatures. . Ambio. DOI 10.1007/s13280-012-0334-x. .

Suuronen, P., Lunneryd, S., Königson, S., Coelho, N. F., Waldo, Å., Eriksson, V., . . . Vetemaa, M. (2023). Reassessing the management criteria of growing seal populations: The case of Baltic grey seal and coastal fishery. *155*. Marine Policy. doi:10.1016/j.marpol.2023.105684

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Sveegaard, S., Carlén, I., Carlström, J., Dähne, M., Gilles, A., Loisa, O., . . . Pawliczka, I. (2022). HOLAS-III harbour porpoise importance map. Methodology. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report No. 240. http://dce2.au.dk/pub/TR240.pdf.

Söderkultalahti, P., & Husa, M. (2022). Commercial marine fishery continued to decrease in 2021 – price of Baltic herring intended for human consumption increased. . Https://Www.Luke.Fi/En/News/Commercial-Marine-Fishery-Continued-to-Decrease-in-2021-Price-o.

Söderkultalahti, P., & Rahikainen, M. (2021). Commercial marine fishery catch continued to decrease in 2021 https://Www.Luke.Fi/En/News/Commercial-Marine-Fishery-Catch-Continued-to-Decrease-in-2021.

Sørmo, E., Jüssi, I., Jüssi, M., Braathen, M., Skaare, J., & Jenssen, B. (2005). Thyroid hormone status in gray seal (Halichoerus grypus) pups from the Baltic Sea and the Atlantic Ocean in relation to organochlorine pollutants. Environmental Toxicology and Chemistry 24:610.

Tambets, M., Kärgenberg, E., Järvalt, A., Økland, F., Kristensen, M. L., Koed, A., & Bernotas, P. (2021). Migrating silver eels return from the sea to the river of origin after a false start. Biology Letters, 17(9), 20210346. https://doi.org/10.1098/rsbl.

Thiele, L. (1988). Underwater noise study from the icebreaker "John A. MacDonald". . Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS. Report 85.133.

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., & Michaelsen, M. (2018). *Effects of larger turbines for the offshore wind farm at Krieger's Flak, Sweden. Assessment of impact on marine mammals.* Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy.

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

Tzeng, W. N., Wang, C. H., Wickström, H., & Reizenstein, M. (2000). Occurrence of the semi-catadromous European eel Anguilla anguilla in the Baltic Sea. . Marine Biology, 137(1), 93–98. https://doi.org/10.1007/s002270000330.

Taal, I., Saks, L., Nedolgova, S., Verliin, A., Kesler, M., Jürgens, K., . . . Saat, T. (2014). Diet composition of smelt Osmerus eperlanus (Linnaeus) in brackish near-shore ecosystem (Eru Bay, Baltic Sea). Ecology of Freshwater Fish, 23(2), 121–128. https://doi.org/10.1111/eff.12044.

Urick, R. (1983). Principles of Underwater Sound. 3rd Edn. NewYork, NY: McGraw Hill.

Van Parijs, S. 2. (2003). Aquatic mating in pinnipeds: a review. . Aquatic Mammals. Vol 29 (2): 214-226.

Veneranta, L., Urho, L., Koho, J., & Hudd, R. (2013). Spawning and hatching temperatures of whitefish (Coregonus lavaretus (L.)) in the Northern Baltic Sea. . Advances in Limnology, 64, 39–55. https://doi.org/10.1127/1612-166X/2013/0064-0019.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.

Verliin, A., Saks, L., Svirgsden, R., Vetemaa, M., & Saat, T. (2011). Whitefish (Coregonus lavaretus (L.)) landings in the Baltic Sea during the past 100 years: combining official datasets and grey literature. . Advance Limnology, 64.

Webb, J., Popper, A., & Fay, R. (2008). Fish Bioacoustics. Springer handbook of auditory research.

Westerberg, H., Lagenfelt, I., & Svedäng, H. (2007). Silver eel migration behaviour in the Baltic. . ICES Journal of Marine Science, 64(7), 1457–1462. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm079.

Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Donate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. Curr Biol 26, 1441-1446.

Wisniewska, D., Johnson, M., Teilmann, J., Rojano-Doñate, L., Shearer, J., Sveegaard, S., . . . Madsen, P. (2016). Ultra-High Foraging Rates of HArbor Porpoises make them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Current Biology*, 26, 1-6.

WWF. (2017). The Baltic ringed seal. An artic seal in Europeanwaters.

Wysocki, L., Davidson, J. I., & Smith, M. (2007). Effects of aquaculture production noise on hearing, growth, and disease resistance of rainbow trout Oncorhynchus mykiss. Aquaculture 272:687–697.

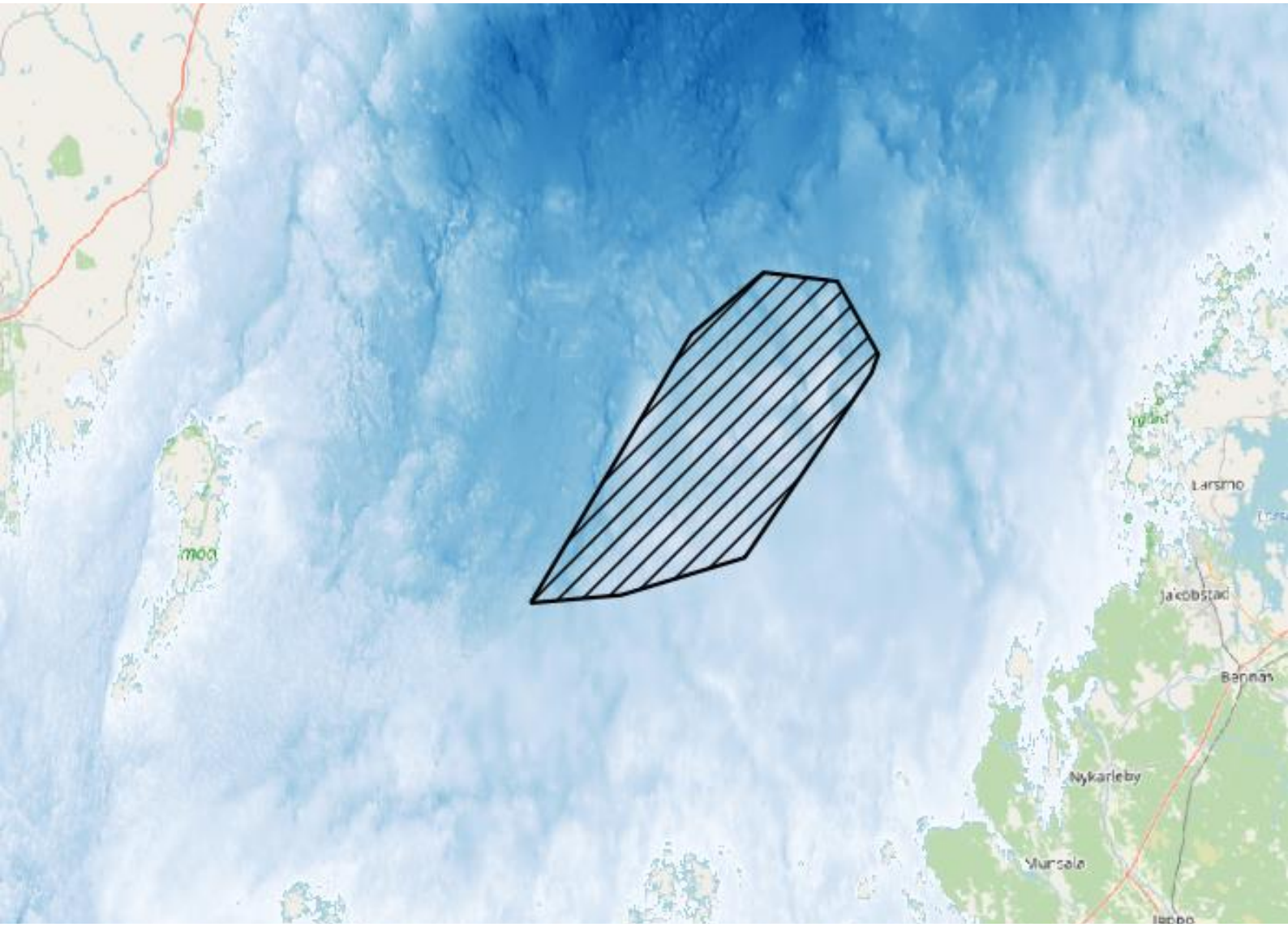
Yamazaki, A., Nishimiya, Y., Tsuda, S., Togashi, K., & Munehara, H. (n.d.). Gene expression of antifreeze protein in relation to historical distributions of Myoxocephalus fish species. . Marine Biology, 165(11), 181. https://doi.org/10.1007/s00227-018-3440-x.

Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. (2019). The Red List of Finnish Species 2019: https://punainenkirja.laji.fi/en/results?type=species&year=2019&redListGroup=MVL.728.

Aarestrup, K. Ø. (2009). Oceanic Spawning Migration of the European Eel (Anguilla anguilla). Science, 325(5948).

Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A., & Skurdal, J. (2011). Atlantic Salmon Ecology. Blackwell Publishing.

©Laine Offshore Wind Oy. Kaikki oikeudet pidätetään.



Laine offshore wind farm

Underwater noise prognosis construction and operation

OX2

Date: 12 September 2023

© Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved. No part of this document may be copied or reproduced in any form without the prior written permission of Laine Offshore Wind Ltd.

Rev.no.	Date	Description	Prepared by	Verified by	Approved by
0	22-11-2022	First Draft	KRHO/MAM	NIRAS QA ongoing	MAM
1	27-01-2023	Second Draft	MAM	MAWI	MAM
2	17-02-2023	Third Draft	MAM	KRHO	MAM
3	10-08-2023	Final Draft	MAM	MAWI	MAM
4	12-09-2023	Final Version	MAM	MAWI	MAM

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Contents

1. Introduction 8
2. Purpose 9
3. Underwater sound definitions 9
3.1. Source level 9
3.2. Sound Pressure Level 9
3.3. Sound Exposure Level 9
3.4. Cumulative Sound Exposure level 10
3.5. Maximum-over-depth 11

4. Underwater noise impact criteria 11
4.1. Applied threshold for fish 11
4.2. Applied threshold for marine mammals 13
4.3. Distance-To-Threshold 14
4.4. Frequency weighting functions 14

5. Ambient Underwater Noise Study 16
5.1. Ambient noise level 16

6. Underwater sound propagation modelling background knowledge 22
6.1. Source model concept 22
6.1.1. Pile driving source level 22
6.1.1.1. Uncertainties in determining source level 23
Soil resistance 23
Water depth 23
Hammer energy 24
Impact hammer type 24
Pile length and degree of water immersion 24
6.1.2. Pile driving frequency spectrum 25
6.2. Pile driving mitigation measures 25
6.2.1. Noise abatement system types 25
6.2.1.1. Big bubble curtains 25
6.2.1.2. Pile sleeves 26
6.2.1.3. Hydro-sound-dampers 26
6.2.2. Noise abatement system effectiveness 26
6.3. Underwater sound propagation theory 29
6.3.1. Underwater sound propagation basics 29
6.3.2. Numerical sound propagation models 31
6.3.3. Underwater sound propagation modelling software 32

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

6.4. Environmental model ... 32
6.4.1. Bathymetry ... 32
6.4.2. Sediment ... 32
6.4.3. Sound speed profile, salinity and temperature ... 33

7. Underwater noise prognosis for pile driving activities ... 34
7.1. Source model ... 34
7.1.1. Foundation types ... 34
7.1.2. Source positions ... 35
7.1.3. Source level and frequency spectrum ... 37
7.1.3.1. Foundation scenario 1: 18 m diameter monopile ... 37
7.1.3.2. Foundation scenario 2: Jacket foundation with 4x8m pin piles ... 38
7.1.4. Installation of two foundations within a 24-hour period ... 39
7.1.4.1. Installation of two foundations simultaneously ... 39
7.1.4.2. Installation of two foundations sequentially ... 40
7.2. Underwater sound propagation model ... 40
7.2.1. Environmental model ... 40
7.2.1.1. Bathymetry ... 40
7.2.1.2. Sediment ... 41
7.2.1.3. Sound speed profile ... 44
7.2.1.4. Salinity profile ... 46
7.2.1.5. Temperature profile ... 48

8. Pile driving underwater sound propagation results ... 50
8.1. Mitigated threshold distances for fish ... 50
8.1.1. 18 m diameter monopile foundation ... 50
8.1.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile ... 51
8.2. Mitigated threshold distances for marine mammals ... 51
8.2.1. 18 m diameter monopile foundation ... 51
8.2.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile ... 51
8.3. Mitigated area of effect for earless seal avoidance behaviour ... 52
8.4. Underwater noise contour map for earless seal behaviour threshold ... 52

9. Uncertainties for pile driving noise prognosis ... 55
10. Underwater noise evaluation for operation phase ... 56
10.1. Noise from service boats ... 59

11. Bibliography ... 61

Appendix 1 ... 65

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Summary

In connection with the environmental impact assessment for Laine Offshore Wind Farm (OWF) in the Finnish part of the Gulf of Bothnia, about 30 km west of Pietarsaari and 25 km from the shoreline, NIRAS has conducted underwater sound prognosis for the construction and operation of the wind farm. A description of the ambient noise in and around the project area, is also provided. This to inform the impact assessment of marine mammals and fish of the underwater noise emission resulting from foundation installation within the OWF site.

Underwater sound emission was calculated for an 18 m diameter monopile foundation as well as for a jacket foundation anchored by 4 x 8 m diameter pin piles. Each foundation type was included in sound propagation calculations at three representative source positions within the Laine project area.

A 3D acoustic model was created in dBSea 2.3.4, utilizing detailed knowledge of bathymetry, seabed sediment composition, water column salinity, temperature, and sound speed profile as well as a source model based on best available knowledge. The modelling was conducted with underwater noise mitigation effect active. For both monopile foundation (scenario 1), and jacket foundation (scenario 2), a Double Big Bubble Curtain (DBBC) mitigation effect was included. Modelling without NAS was not included as pile driving without noise mitigation measures is not considered a feasible scenario. Using advanced underwater sound propagation algorithms, the sound emission from each scenario was calculated in 36 directions (10° resolution).

Distance-To-Threshold (DTT) for relevant frequency weighted species-specific threshold levels were calculated from the sound propagation models. These include safe starting distance for earless seals in order to prevent Permanent Threshold Shift (PTS) and Temporary Threshold Shift (TTS), based on threshold levels in (NOAA, April 2018). Behaviour reaction distance for earless seals, were conservatively estimated based on the behaviour criteria for harbour porpoise.

DTT for TTS and injury threshold levels for Cod and Herring, as well as Injury for larvae and eggs were also calculated, see Table 1.1 and Table 1.2 for scenario 1 and scenario 2 respectively. DTT for stationary fish, represent fish that do not flee in response to noise exposure. DTT for earless seal thresholds are shown in Table 1.3 and Table 1.4 for scenario 1 and scenario 2 respectively.

Table 1.1: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	975 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	525 m	15.2 km	11.5 km	7.8 km	6.9 km
2	1100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	650 m	17.9 km	14.3 km	10.4 km	9.4 km
3	875 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	525 m	13.9 km	10.4 km	6.7 km	5.9 km

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Table 1.2: Resulting threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on a Jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	700 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	400 m	10.9 km	2.1 km	< 200 m	< 200 m
2	775 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	475 m	13.1 km	3.5 km	250 m	< 200 m
3	625 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	375 m	10 km	1.8 km	< 200 m	< 200 m

Table 1.3: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	7.35 km
2	< 100 m	< 200 m	6 km
3	< 100 m	< 200 m	5.95 km

Table 1.4: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on a jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	7.45 km
2	< 100 m	< 200 m	6.05 km
3	< 100 m	< 200 m	6.05 km

Threshold distances for PTS and TTS describe the minimum distance from the source a seal or fish must at least be, prior to onset of pile driving, in order to avoid the respective impact. It therefore does not represent a specific measurable sound level, but rather a safe starting position.

The threshold distance for behaviour, on the other hand, describes the specific distance, up to which, the behavioural response is likely to occur, when maximum hammer energy is applied to a pile strike. For pile strikes at lower than 100% hammer energy, this distance is shorter.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

List of abbreviations

Full name	Abbreviation	Symbol
Sound Exposure Level	SEL	$L_{E,p}$
Cumulative Sound Exposure Level	$SEL_{cum,24h}$	$L_{E,p,cum,24h}$
Sound Exposure Level - single impulse	SEL_{SS}	L_{E100}
Sound Pressure Level	SPL	$L_{p,rms}$
Source Level at 1 m	SL	L_S
Sound exposure source level at 1 m	ESL	$L_{S,E}$
Permanent Threshold Shift	PTS	
Temporary Threshold Shift	TTS	
National Oceanographic and Atmospheric Administration	NOAA	
Offshore Wind farm	OWF	
Noise Abatement System	NAS	
Low frequency	LF	
High frequency	HF	
Very High frequency	VHF	
Phocid Pinniped	PCW	
Big Bubble Curtain	BBC	
Double Big Bubble Curtain	DBBC	
Hydro Sound Damper	HSD	
IHC Noise Mitigation Screen	IHC-NMS	
World Ocean Atlas 2018	WOA18	
Normal modes	NM	
Parabolic Equation	PE	
Distance-To-Threshold	DTT	
Propagation loss	PL	N_{PL}
Sound Exposure Propagation loss	EPL	$N_{PL,E}$
National Marine Fisheries Service	NMFS	

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

1. Introduction

This report documents the underwater sound propagation modelling in connection with the environmental impact assessment for the installation of wind turbine foundations at Laine Offshore Wind Farm (OWF).

Laine OWF site is located in the Finnish Exclusive Economic Zone (EEZ) of the Gulf of Bothnia, about 30 km west of Pietarsaari and 25 km from the shoreline. The project area is approximately 451 km^2. In Figure 1.1, the OWF area is shown along with the Finland-Sweden EEZ.

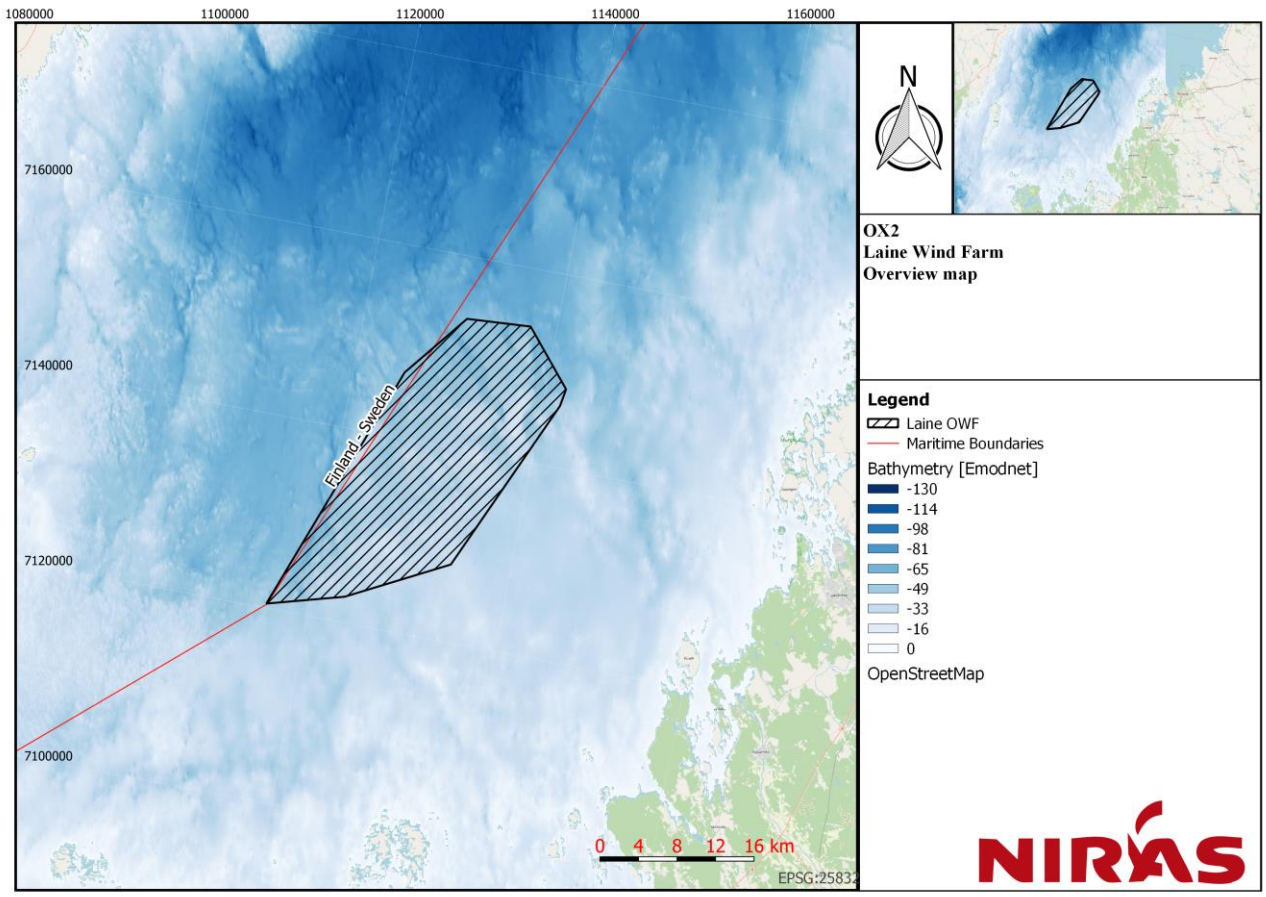


Figure 1.1: Overview of Laine offshore wind farm site (black) and surrounding area.

The project includes installation of up to 150 wind turbines within the project area. Foundation types for the turbines have not been decided, however a number of options are considered possible. Monopile foundations up to 18 m diameter, 3- or 4-legged jacket foundations with up to 8 m pin piles, or alternative foundations such as floating, gravitation or suction bucket could be used either exclusively or in combination. Sound propagation modelling is only conducted for the worst case scenario with regards to underwater noise emission. The different foundation types are evaluated in section 7.1.

The report documents impact ranges for all relevant threshold levels for the impact on earless seals and fish.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

2. Purpose

The purpose of this report is to provide a description of expected underwater noise emission from the construction of Laine OWF, to inform marine mammal and fish impact assessments. For the construction phase, the report documents sound propagation prognosis for the impact pile driving activities, and relate these to relevant marine mammal and fish specific impact threshold levels.

3. Underwater sound definitions

In the following, the reader is introduced to the acoustic metrics used throughout the report for quantifying the sound levels.

3.1. Source level

Two representations for the acoustic output of pile driving are used in this report, namely Source Level (SL), L_S, and the sound exposure source level (ESL), $L_{S,E}$.

Here, SL is defined for a continuous source as the mean-square sound pressure level at a distance of 1 m from the source with a reference value of $1\ \mu Pa \cdot m$.

ESL is used to describe a transient sound source and is defined as the time-integrated squared sound pressure level at a distance of 1 m from the source with a reference value of $1\ \mu Pa^2\ m^2\ s$.

3.2. Sound Pressure Level

In underwater noise modelling, the Sound Pressure Level (SPL), L_p, is commonly used to quantify the noise level at a specific position, and in impact assessments, is increasingly used for assessing the behavioural response of marine mammals as a result of noise emitting activities. The definition for SPL is shown in Equation 1 (Erbe, 2011):

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

Where p is the acoustic pressure of the noise signal during the time of interest, and T is the total time. L_p is the average unweighted SPL over a measured period of time.

In order to evaluate the behavioural response of the marine mammal a time window must be specified. Often, a fixed time window of 125 ms. is used due to the integration time of the ear of mammals (Tougaard & Beedholm, 2018). The metric is then referred to as $L_{p,125ms}$ and the definition is shown in Equation 2 (Tougaard, 2021).

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

Where $L_{E,p}$is the sound exposure level, which are explained in the next section.

3.3. Sound Exposure Level

The Sound Exposure Level (SEL) describes the total energy of a noise event (Jacobsen & Juhl, 2013). A noise event can for instance be the installation of a monopile by impact pile driving, from the start to the end, or it can be a single noise event like an explosion. The SEL is normalized to 1 second and is defined in (Martin, et al., 2019) through Equation 3.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

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

Equation 3

Where T_0 is 1 second, 0 is the starting time and T is end time of the noise event, p is the pressure, and p_0 is the reference sound pressure which is $1\ \mu\text{Pa}$.

The relationship between SPL in Equation 1 and SEL, in Equation 3, is given in Equation 4 (Erbe, 2011).

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

Equation 4

When SEL is used to describe the sum of noise from more than a single event/pulse, the term Cumulative SEL, $(SEL_{cum,t})$, $L_{E,cum,t}$, is used, while the SEL for a single event/pulse, is the single-strike SEL (SEL_{SS}), L_{E100}. The SEL_{SS} is calculated on the base of 100% pulse energy over the pulse duration.

Marine mammals can incur hearing loss, either temporarily or permanently as a result of exposure to high noise levels. The level of injury depends on both the intensity and duration of noise exposure, and the SEL is therefore a commonly used metric to assess the risk of hearing impairment as a result of noisy activities. (Martin, et al., 2019).

3.4. Cumulative Sound Exposure level

In the assessment of Temporary Threshold Shift (TTS), Permanent Threshold Shift (PTS) and injury caused by underwater noise on marine mammals and fish, cumulative SEL ($L_{E,cum,t}$) is used to describe the total noise dose received by the receptors as a result of an underwater noise emitting activity.

For a stationary source, such as installation of a foundation, the installation procedure, as well as the swim speed for the receptor, must be included. A method for implementing such conditions in the calculation of cumulative SEL has been proposed by (Energistyrelsen, 2022), for the Danish guidelines for pile driving activities, as given by Equation 5. Here, the duration is fixed to 24h to represent the daily cumulative SEL, $L_{E,cum,24h}$. If multiple foundations are installed in the same 24-hour window, all must be included in the calculation.

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

Equation 5

Where:

- S_i is the percentage of full hammer energy of the i'th strike
- N is the total number of strikes for the pile installation
- $L_{S,E}$ is the sound exposure source level at 1 m distance at 100% hammer energy.
- X and A describe the sound exposure propagation losses (EPL) for the specific project site
- r_0 is the marine mammal distance to source at the onset of piling
- v_f is the swim speed of the marine mammal directly away from the source
- t_i is the time difference between onset of piling, and the ith strike.

The parameters related to the source level, hammer energy, number of strikes and time interval between each strike should be based on realistic worst-case assumptions and can be achieved through a site-specific drivability analysis. The relationship between hammer energy level and pile strike number is referred to as the hammer curve.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

The sound propagation parameters (X and A) must be determined through an advanced sound propagation model, in which all relevant site-specific environmental parameters are considered.

The calculation model presented in Equation 5, is used throughout the report for all calculations of cumulative SEL. Furthermore, the Danish approach of including all installations occurring within a 24-hour period is adopted, and $L_{E,cum,24h}$ is therefore used for the remainder of this report.

3.5. Maximum-over-depth

Sound propagation modelling is conducted in a number of directions, or radials, from source outwards. For each radial, the sound propagation loss is calculated in a range x depth grid, with spacing chosen based on local conditions. As the sound propagation loss will not be the same at all depths, a worst case approach is taken, whereby for each range step, the lowest (most conservative) sound propagation loss over all modelled depths, is used, and the rest are discarded. This concept is called Maximum-Over-Depth (MOD) and ensures a conservative approach, such that all extracted sound levels represent the highest level at any depth at each distance throughout the model area.

It should be noted, that in this way, surface plots showing underwater noise contours, will not represent a certain depth, but rather the maximum sound levels over all depths.

4. Underwater noise impact criteria

Guidance or threshold values for regulating underwater noise during construction of OWFs (pile driving) have been developed by several different countries and international organizations. There are different approaches in the different countries when it comes to assessing impacts from pile driving on marine mammals and fish. The project area is located in the Finnish EEZ, and Finland does not have established guidelines for underwater noise from impact pile driving. On the reasoning for the modelled threshold values, the reader is referred to the respective impact assessments for fish and marine mammals.

4.1. Applied threshold for fish

Unmitigated pile driving turbine foundations into the seabed can cause extreme underwater noise levels and is one of the largest potential pressures to fish in all life stages in areas where turbines will be established. Fish eggs and fish larvae are not particularly sensitive to underwater noise and are primarily affected when underwater noise is so high that it can damage their tissue (Andersson et al., 2017). Generally, the frequency range, where fish hear best, is similar to the frequencies with the largest acoustic energy emission generated by pile driving (Bellmann, 2018; Richardson, et al., 1995).

Fish have a wide range of hearing capabilities to perceive underwater noise and can be classified as hearing generalists or hearing specialists (Fay et al. , 1999) (Sand & Karlsen, 2000) depending on the species. The most perceptive fish species to underwater noise are those with swim bladders linked to inner ears, which include clupeids such as the pelagic species sprat and herring (Popper et al., 2014). These species can hear frequencies that span from infrasound (<20 Hz) up to approximately 8 kHz, however with decreasing sensitivity the higher the frequency (Enger, 1967; Sand & Karlsen, 2000). Other species with swim bladders but less specialized internal connections with inner ears, are codfish, salmons and mackerel, which can be considered hearing generalists with slightly less sensitivity to perceive underwater noise (Chapman & Hawkins, 1973) (Popper, et al., 2014). These species can hear sound from infrasound up to 500 Hz (Chapman & Hawkins, 1973). In almost all demersal fish, such as flatfish, the swim bladder degenerates after the larval stage and thus demersal fish species have poor hearing capabilities and are not particularly sensitive to underwater noise (Karlsen, 1992). These and other demersal fish species associated with seabed habitats such as gobies (Gobidae), sculpins (Cottidae), dragonet etc. are hearing generalists with poor hearing capabilities and low sensitivity to noise that typically hear in the range from infrasound up to a few 100 Hz (Sand & Karlsen, 2000).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Auditory threshold shift (TTS and PTS)

Specific knowledge of how different fish species react to noise (behavioural responses) is relatively limited and there is no consensus on behavioural thresholds in fish. Defining one common behavioural threshold criteria for fish is difficult and can never fit all fishes, since species vary greatly in so many ways. There are differences in their hearing capabilities and how they respond to stimuli in general (swim away, bury in the substrate, etc.) that will affect whether a sound at a given level will elicit a response or not. Moreover, responses to a signal may vary within a species, and even a single animal, depending on things such as sex, age, size, and motivation (feeding, mating, moving around a home range, etc.) As a consequence, developing behavioural guidelines is far harder than developing guidelines for physiological effects especially since behavioural responses are.

High levels of underwater noise as well as continuous and accumulated noise (SEL_{cum}) can result in a decrease in hearing sensitivity in fish. If hearing returns to normal after a recovery time, the effect is a temporary threshold shift (TTS). Sound intensity, frequency, and duration of exposure are important factors for the degree and magnitude of hearing loss, as well as the length of the recovery time (Neo et. al., 2014) (Andersson et al., 2017). Extreme levels of noise from, for example, pile driving can be so high that they can cause permanent hearing loss (PTS) from damage to tissue and hearing organs when in the near vicinity of the activity, which can be fatal for fish, fish eggs and fish larvae (Andersson et al., 2017).

Guidelines for temporary hearing loss (TTS) in fish species with a swim bladder involved in hearing, called a hearing specialist (e.g. herrings) and fish with a swim bladder that is not involved in hearing, called a hearing generalist (e.g. cod) (Popper et al., 2014) are given in Table 4.1. Cod do not occur in the project area for Laine OWF, however as the threshold to represent other hearing generalist like salmons, smelt and whitefish, which occur in the project area for Laine OWF. Thresholds for tissue damage and hearing loss leading to mortality in fish, fish eggs and larvae are also given in Table 4.1. Fish species without swim bladders (primarily demersal species) including all flatfish species and other demersal species, are much less perceptive to noise than fish species with swim bladders (primarily pelagic) and codfish, and it can be expected that actual tolerance thresholds for demersal fish are higher than pelagic fish. However, because information of threshold values is very limited, the threshold values for the least tolerant fish species are used for all species including demersal species in this analysis.

Threshold levels for when fish begin to experience hearing loss depending on their hearing capabilities, begins at around 186 dB SELcum for fish least tolerant to noise (Table 4.1). Conservatively, the noise level where irreversible hearing loss and permanent injuries leading to mortality is set at 204 dB for all fish, and at 207 dB SELcum for fish larvae and eggs.

Assessment of the noise impact on fish, larvae and eggs are all based on frequency unweighted threshold levels using the metric $L_{E,cum,24h}$, and are presented in Table 4.1. The threshold is adopted from (Andersson, et al., 2016) and (Popper, et al., 2014).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Table 4.1: Unweighted threshold criteria for fish (Andersson, et al., 2016), (Popper, et al., 2014).

Species	Swim speed [m/s]	Species specific unweighted thresholds (Impulsive)	
		$L_{E,cum,24h,unweighted}$	
		TTS [dB]	Injury [dB]
Stationary fish	0	186	204
Juvenile Cod	0.38	186	204
Adult Cod	0.9	186	204
Herring	1.04	186	204
Larvae and eggs	-	-	207

4.2. Applied threshold for marine mammals

As seals are adapted to life both in water and on land, their hearing ability has adapted to function in both environments. Seals produce a wide variety of communication calls both in air and in water, e.g., in connection with mating behaviour and defence of territory. There is limited knowledge of the underwater hearing abilities of grey and ringed seal. However the hearing threshold of harbour seals are generally recommended to be used as a conservative estimate of the hearing threshold for those Phocids ('true seals'), where the hearing has not yet been as thoroughly investigated (Southall, et al., 2019). Seals hear well in the frequency range from a few hundred Hz up to 50 kHz.

Based on the newest scientific literature, it is recommended that the $L_{E,cum,24h}$ and frequency weighting is used to assess TTS and PTS. Threshold levels for TTS and PTS are primarily based on a large study from the American National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), (NOAA, 2018), where species specific frequency weighting is proposed, accounting for the hearing sensitivity of each species when estimating the impact of a given noise source.

In (NOAA, 2018) the marine mammal species, are divided into four hearing groups, revised in wording in (Southall, et al., 2019), in regard to their frequency specific hearing sensitivities: 1) Low-frequency (LF) cetaceans, 2) High-frequency (HF) cetaceans, 3) Very High-frequency (VHF) cetaceans, 4) and Phocid pinnipeds (PCW) in water. For this project, only the latter is relevant. More details about the hearing groups and their frequency sensitivities are given in section 4.4. The hearing group weighted threshold criteria can be seen in Table 4.2.

There is a general lack of quantitative information about avoidance behavior and impact ranges of seals exposed to pile driving noise and the few studies point in different directions. During construction of offshore wind farms in The Wash, south-east England in 2012, harbour seals usage (abundance) was significantly reduced up to 25 km from the pile driving site during unmitigated pile driving (Russell, et al., 2016). Based on the results, Russell et al. (2016) suggested that the reaction distance for seals to unabated pile driving was comparable to that of harbour porpoises. On the other hand, Blackwell et al. (2004) studied the reaction of ringed seals to pile driving in connection with establishment of an artificial island in the arctic and saw limited reactions to the noise. As a precautionary approach, it has been assumed that seals react to underwater noise from piledriving at the same distance as harbour porpoise.

A literature review of avoidance behaviour and onset threshold levels in (Tougaard, 2021), included both studies in captivity where pile driving noise was played back at greatly reduced levels, and field studies of reactions of wild porpoises to full-scale pile driving. From the review, the conclusion in (Tougaard, 2021) is that the behavioural avoidance threshold is in the range between $L_{p,125ms} = 95 - 110\ \text{dB re. 1 µPa}$, and a suitable single value of $L_{p,125ms} = 103\ \text{dB re. 1 µPa}$ VHF-weighted. The single value is obtained from (Band, et al., 2016) which includes the largest

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

amount of empirical data. In the present report, a behavioural threshold for harbour porpoises of 103 dB $L_{p,125ms}$ VHF-weighted is therefore used, see Table 4.2.

Table 4.2: Species specific weighted threshold criteria for earless seals. This is a revised version of Table AE-1 in (NOAA, 2018) to highlight the important species in the project area (NOAA, 2018) including behaviour response.

Species	Species specific weighted thresholds (non-impulsive)		Species specific weighted thresholds (Impulsive)		
	$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{E,cum,24h,xx}$		$L_{p,125ms,VHF}$
	TTS [dB]	PTS [dB]	TTS [dB]	PTS [dB]	Behaviour [dB]
Seal (PCW)	181	201	170	185	103

Thresholds listed as "non-impulsive", apply for continuous noise (e.g., ship noise) and whilst impulsive noise is expected to transition towards continuous noise over distance from the source, this transition is not expected to occur within the distances at which PTS and/or TTS can potentially occur as a result of these activities. For impulsive sources such as pile driving, stricter threshold levels apply as listed in Table 4.2. Threshold levels for continuous noise are more lenient, than those for impulsive noise, and use of the impulsive noise criteria, therefore provides conservative distance-to-threshold. The non-impulsive thresholds will not be considered further in this report.

4.3. Distance-To-Threshold

The impact criteria, as presented in section 4.1 and 4.2, rely on determining the Distance-To-Threshold (DTT), $r_{<threshold>}$, which are the distances at which the various thresholds are likely to occur.

As such, DTT for PTS (DTT_{PTS}) is symbolized as r_{PTS} and TTS (DTT_{TTS}) is symbolized as r_{TTS}, both describing the minimum distance from the source, a marine mammal must be deterred to, prior to onset of the pile driving in order to avoid the respective impact. It does therefore not represent a specific measurable sound level, but rather a starting distance.

The DTT for behaviour, r_{behav}, on the other hand, describes the specific distance, up to which a behavioural response is likely to occur.

It should be noted, that for impact pile driving, a significant portion of the installation time will not be conducted applying maximum hammer energy, however a steadily increasing amount of energy from soft start (10-15% of hammer energy) through ramp up (15%-99%) to full power (100%). Depending on the soil conditions, the hammer energy requirements through the ramp up and full power phases will vary from site to site, and even between individual pile locations within a project site.

4.4. Frequency weighting functions

As described in previous sections, the impact assessment for underwater noise includes frequency weighted threshold levels. In this section, a brief technical explanation of the frequency weighting method is given.
Humans are most sensitive to frequencies in the range of 2 kHz - 5 kHz and for frequencies outside this range, the sensitivity decreases. This frequency-dependent sensitivity correlates to a weighting function, for the human auditory system it is called A-weighting. For marine mammals, the same principle applies through the weighting function, $W(f)$, defined through Equation 6.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

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

Equation 6

Where:

- **a** is describing how much the weighting function amplitude is decreasing for the lower frequencies.
- **b** is describing how much the weighting function amplitude is decreasing for the higher frequencies.
- $\mathbf{f_1}$ is the frequency at which the weighting function amplitude begins to decrease at the lower frequencies [kHz]
- $\mathbf{f_2}$ is the frequency at which the weighting function amplitude begins to decrease at the higher frequencies [kHz]
- **C** is the function gain [dB].

For an illustration of the parameters see Figure 4.1.

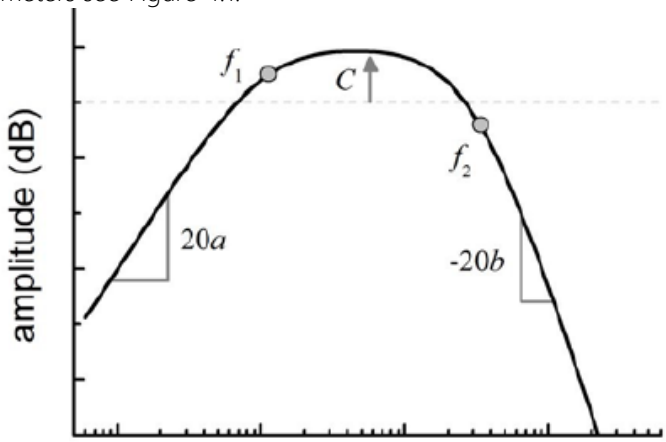


Figure 4.1: Illustration of the 5 parameters in the weighting function (NOAA, 2018).

The parameters in Equation 6 are defined for the relevant hearing groups and the values are presented in Table 4.3.

Table 4.3: Parameters for the weighting function for the relevant hearing groups (NOAA, 2018).

Hearing Group	a	b	$\mathbf{f_1}$ [kHz]	$\mathbf{f_2}$ [kHz]	C [dB]
Phocid Pinniped (PCW) (Underwater)	1.0	2	1.9	30	0.75

By inserting the values from Table 4.3 into Equation 6, the following spectra is obtained for the PCW hearing group (grey and ringed seals).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

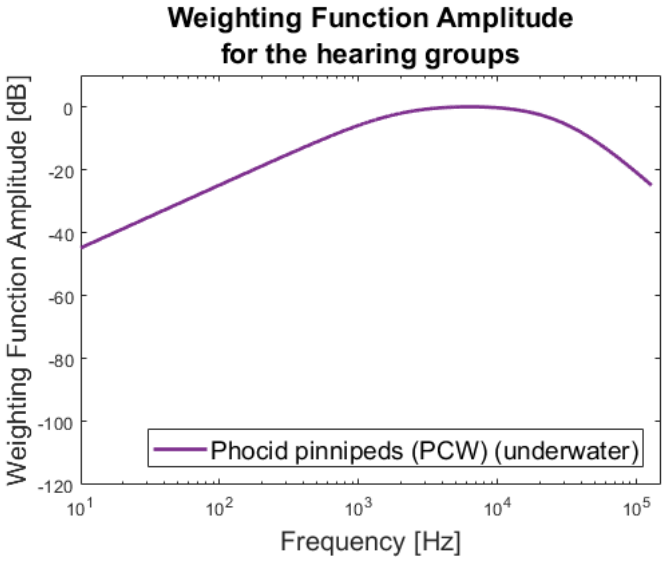


Figure 4.2: The weighting functions for the different hearing groups.

5. Ambient Underwater Noise Study

In this chapter, the ambient noise levels in the region are examined, based on available information, and the implications are discussed.

5.1. Ambient noise level

No site specific measurements of ambient noise for the Laine OWF area were conducted. For the Baltic Sea however, the ICES continuous underwater noise dataset (ICES, 2018), presents the underwater noise levels in the Baltic Sea as an average of each quarter of 2018 (Q1 – Q4). The noise maps represent a simplified modelled ambient noise level consisting of underwater noise from wind speed and vessel noise (based on AIS data). Noise levels are presented for individual 1/3 octave frequency bands as the median ambient noise level (SPL_{rms}) over all water depths for the quarter.

The noise levels are limited to three frequency bands of 63, 125 and 500 Hz. The two one-third octave band acoustic measurements centred at 63 and 125 Hz are used as international (European Union Marine Strategy Framework Directive) indicators for underwater ambient noise levels driven by shipping activity (EC Decision 2017/848, 2017). Noise maps for the project area and surroundings are shown in Figure 5.1 - Figure 5.3, for the frequency bands 63 Hz, 125 Hz and 500 Hz respectively. In addition to the 2018 data set, the data portal also features a 2014 data set (ICES, 2014) including a modelled noise map for the frequency band 2 kHz, see Figure 5.4.

The ICES maps show that the ambient noise levels are relatively invariant with season, and with frequency. Overall sound levels are below 100 dB in each frequency band and season. In Figure 5.5, the EMODnet vessel density map (EMODnet, CLS, 2022), is shown for the project area and surroundings for the months of February, May, August and November (as representative months for Q1 – Q4). By comparison, a certain correlation with shipping and noise level is observed, however due to the lack of any significant shipping lanes nearby, the noise level is more spatially distributed, rather than concentrated.

It should be noted that the ambient noise level is only modelled for four frequency bands, making it difficult to compare the impacts on marine life, especially for species with a high frequency hearing like.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

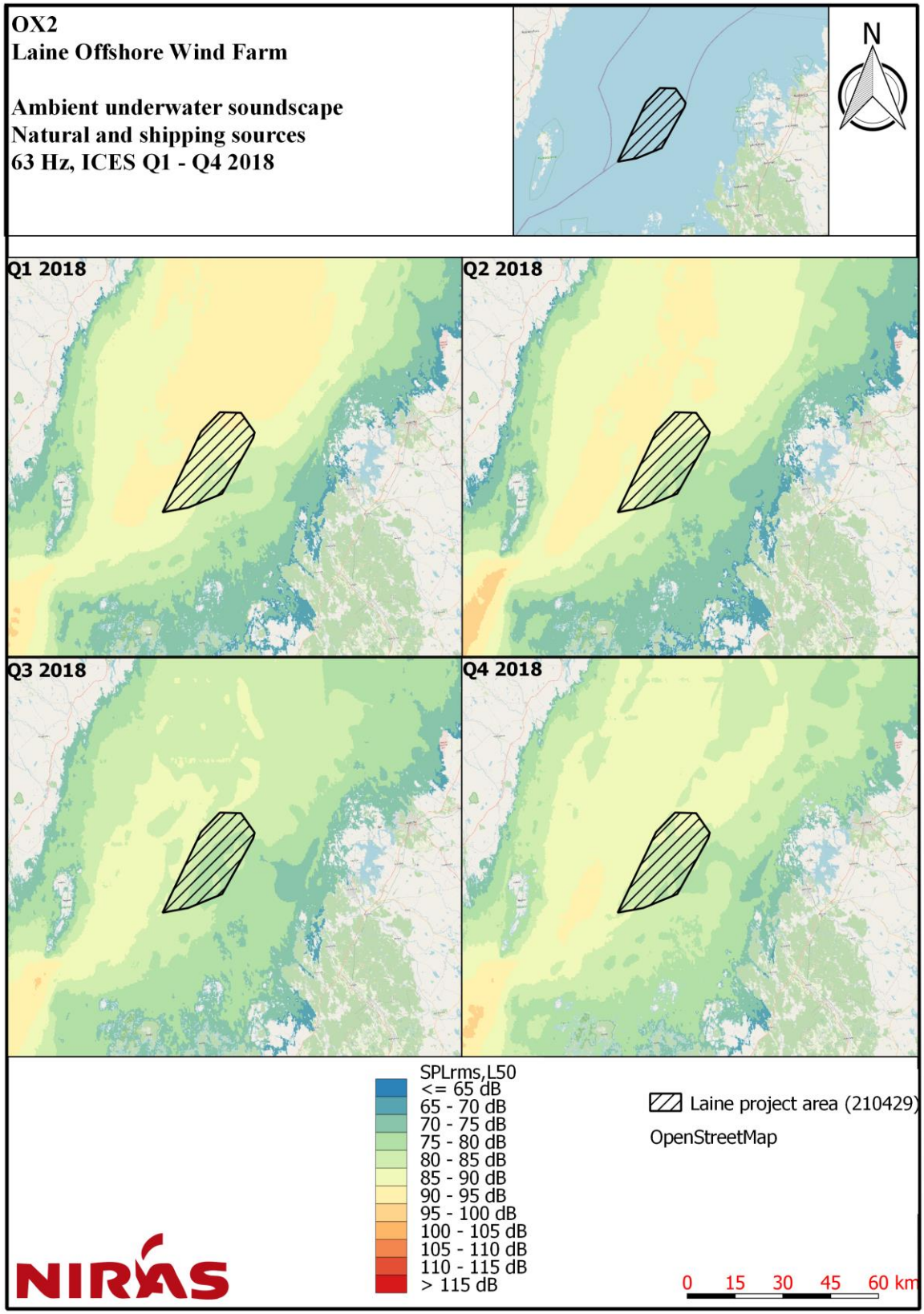


Figure 5.1: ICES soundscape map during Q1-Q4 2018, 50th percentile $SPL_{rms,63Hz}$ $[dB\ re.\ 1\mu Pa^2]$.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

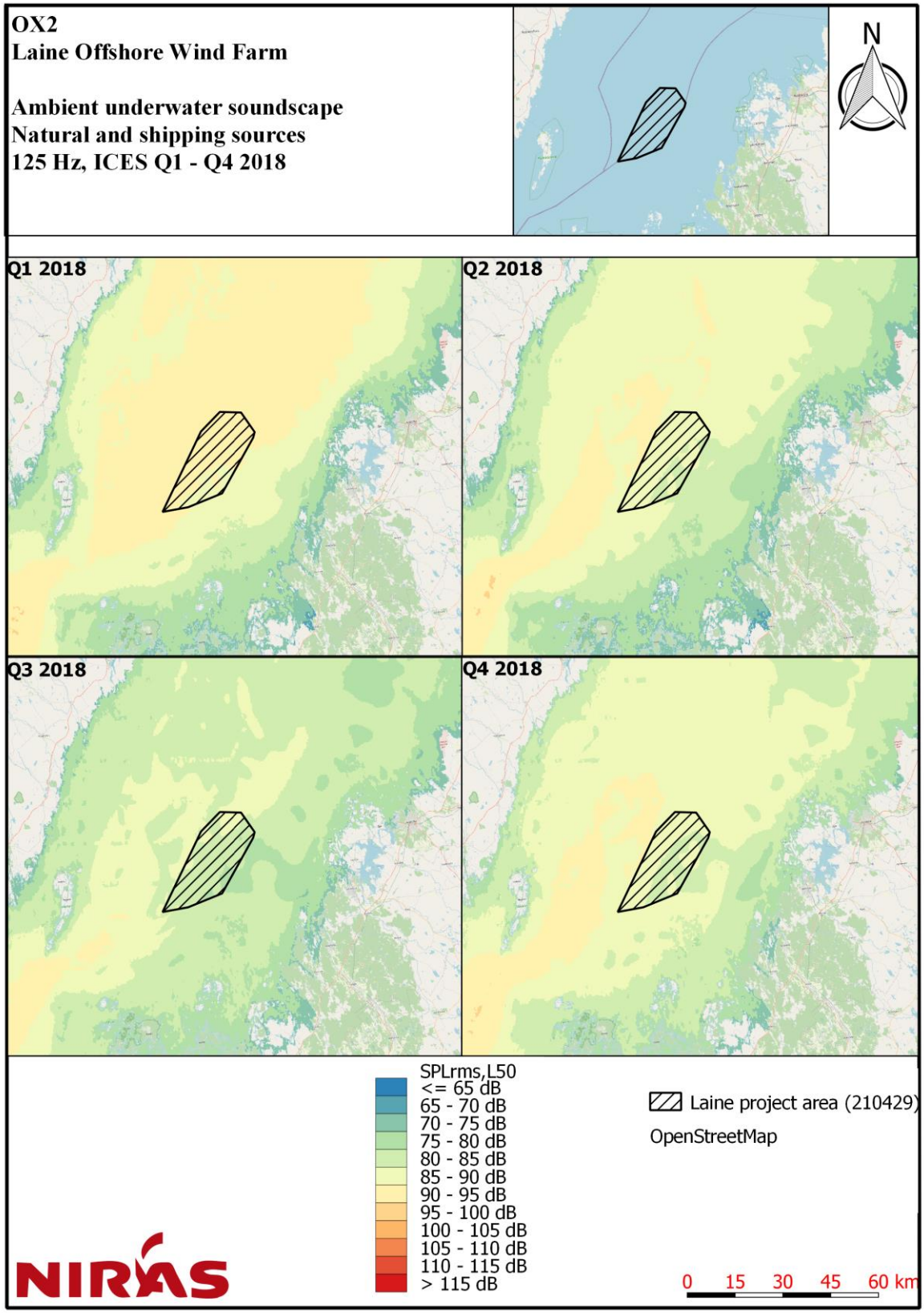


Figure 5.2: ICES soundscape map during Q1-Q4 2018, 50th percentile $SPL_{rms,125Hz}$ $[dB\ re.\ 1\mu Pa^2]$.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

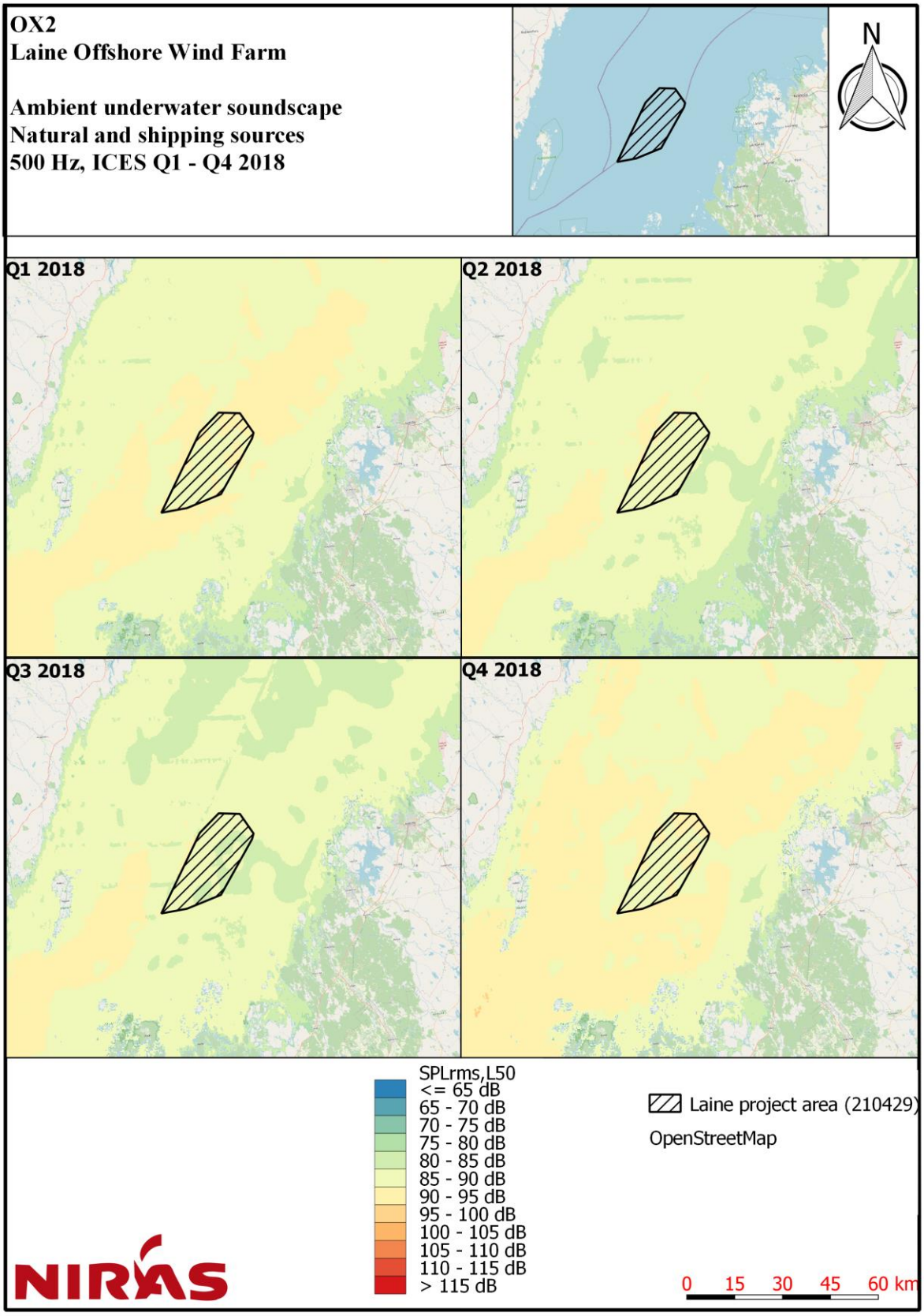


Figure 5.3: ICES soundscape map during Q1-Q4 2018, 50th percentile $SPL_{rms,500Hz}$ $[dB\ re.1\mu Pa^2]$.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

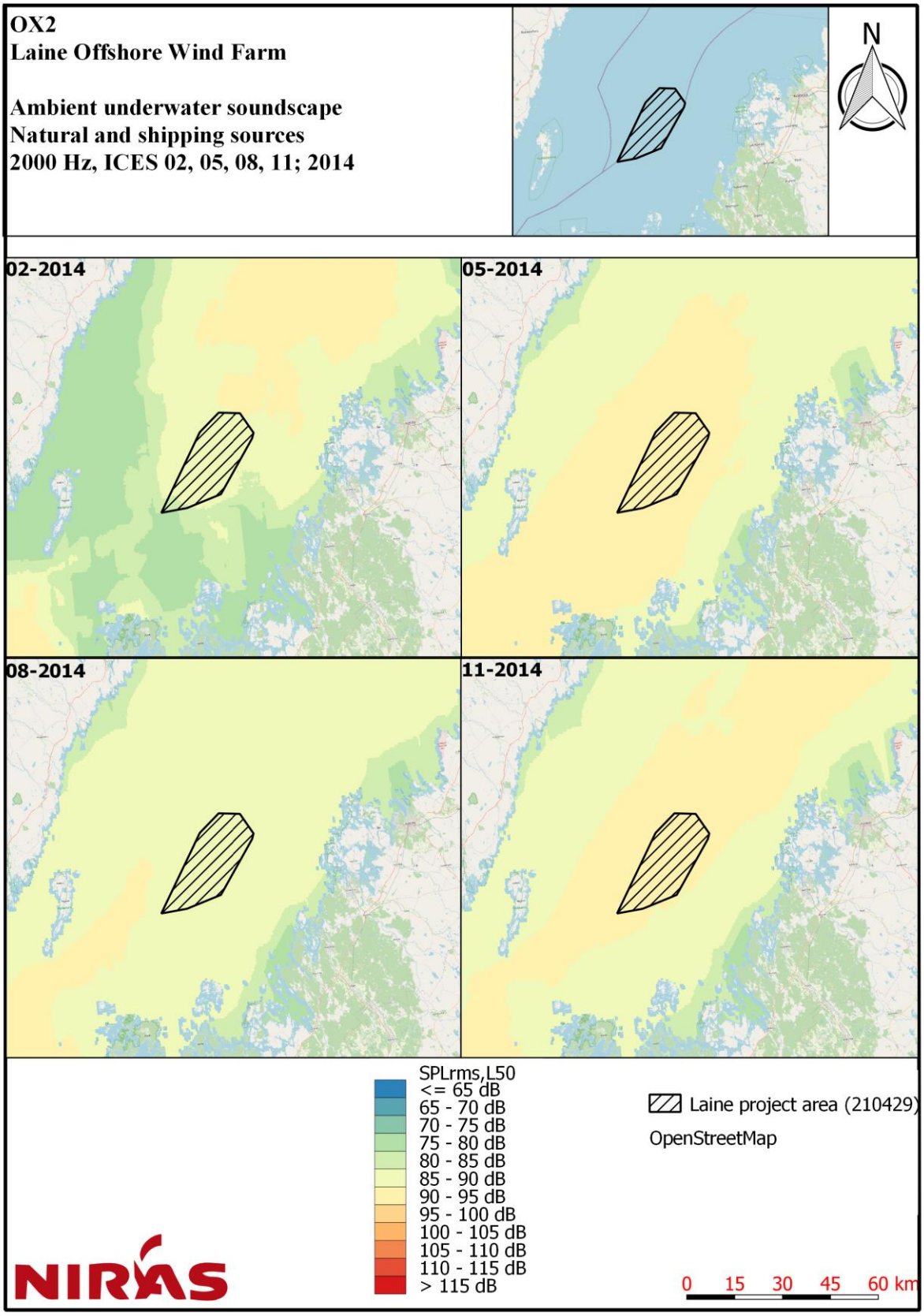


Figure 5.4: ICES soundscape map during Feb, May, Aug, Nov 2014, 50th percentile $SPL_{rms,2kHz}$ $[dB\ re.\ 1\mu Pa^2]$.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

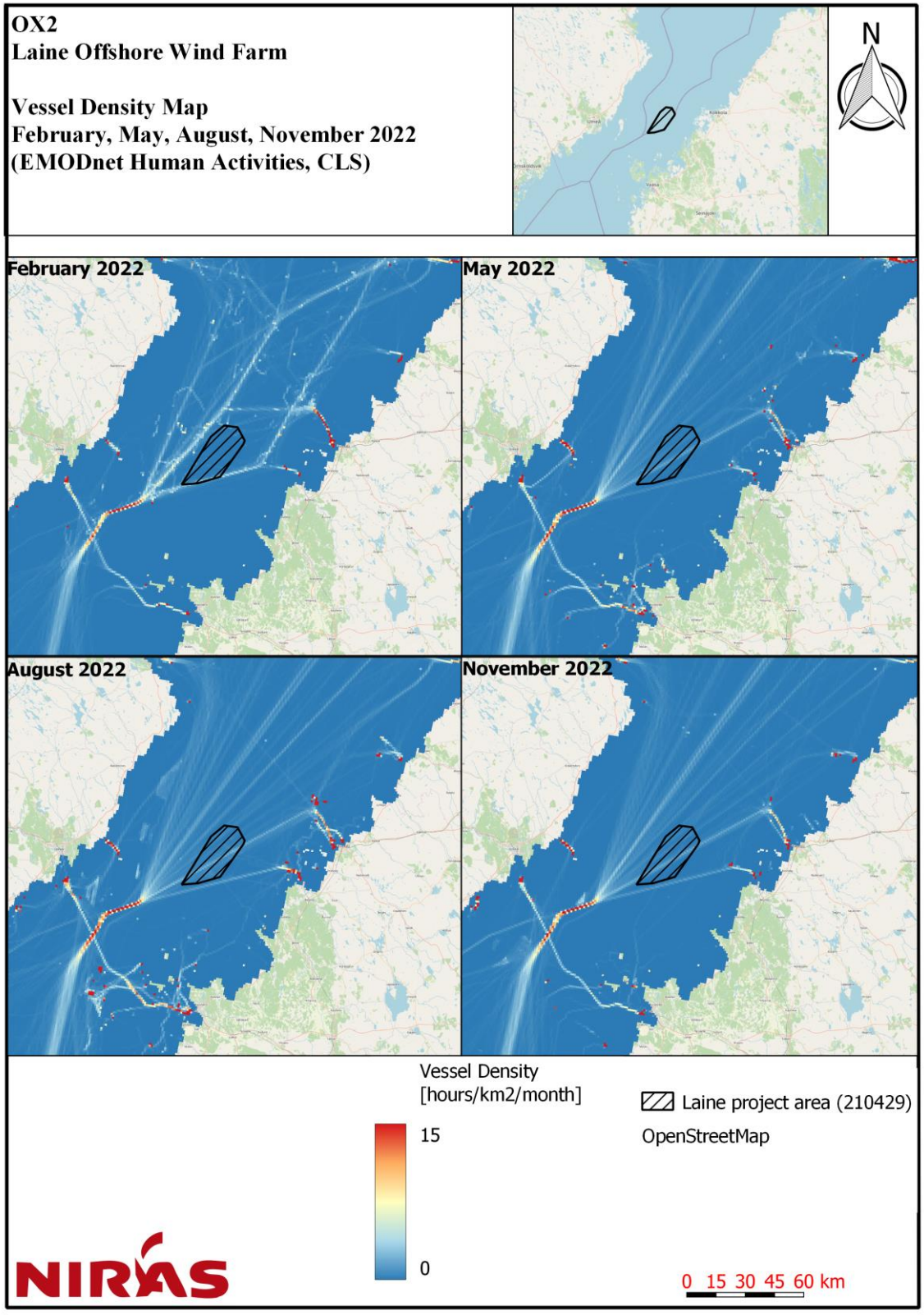


Figure 5.5: Vessel density map from 2022, from EMODnet (EMODnet, CLS, 2022) based on AIS data from CLS.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

6. Underwater sound propagation modelling background knowledge

Underwater sound propagation modelling for pile driving activities requires two parts. The first part, is a source model that approximates the actual pile driving sound emission as closely as possible, based on the project specific installation parameters. The concept of source model implementation is discussed in section 6.1 supplied with a description of underwater noise mitigation measures in section 6.2.

The second part is an underwater sound propagation model that approximates the propagation characteristics of the local (and regional) environment around the pile installation position. Such a model should include as detailed information as available for the environmental parameters of importance, most notable the bathymetry, seabed sediments, as well as salinity, temperature and sound speed profiles. The sound propagation model concepts are discussed in section 6.3. The implementation method for the environmental parameters is described in section 6.4.

6.1. Source model concept

The source model must represent the actual underwater sound source as accurately as possible, with regards to both source level, frequency content, as well as the temporal aspects of the activity. Any mitigation measures intended must also be included. These parameters are described in detail in the following sections.

6.1.1. Pile driving source level

The best available knowledge on the relationship between pile size and sound level, comes from a report on measured sound levels from pile driving activities in (Bellmann, et al., 2020), which provides a graphic summary of measured sound levels at 750 m distance as a function of pile size. This is shown in Figure 6.1. The measurements are all normalized to 750 m distance from the pile.

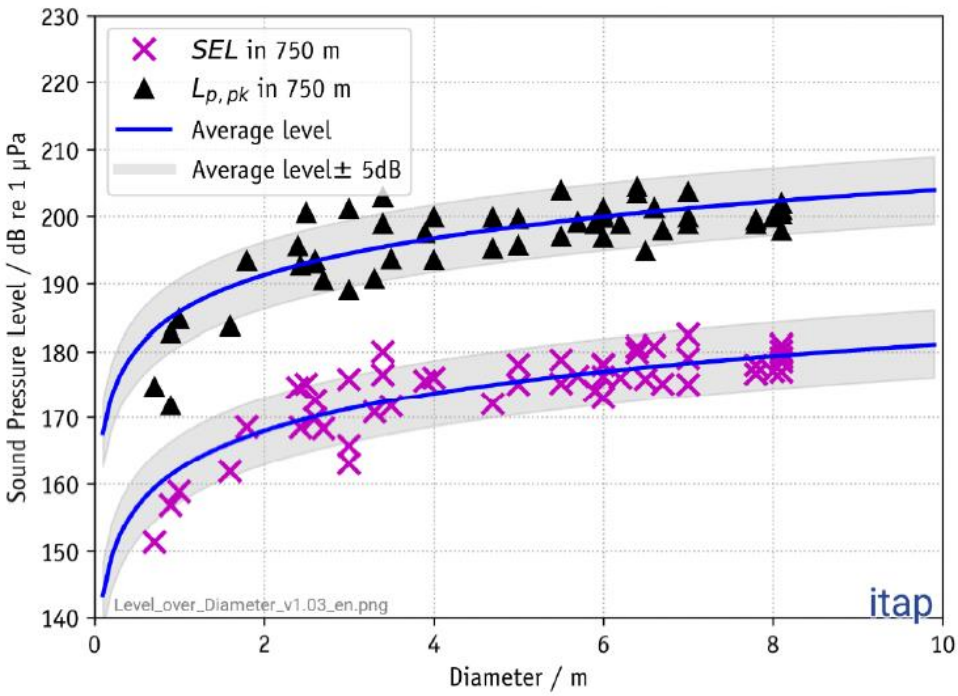


Figure 6.1: Relationship between measured SPL and SEL levels, measured at 750 m distance, and pile size (Bellmann, et al., 2020).

Examining Figure 6.1, the blue curve shows the best fit of the measurement results. For the SEL results, this relationship between pile size and measured level is approximately $\Delta\mathrm{SEL} = 20 * \log10\left(\frac{\mathrm{D2}}{\mathrm{D1}}\right)$ where D1 and D2 are the diameter of 2 piles, and ΔSEL is the dB difference in sound level between the two. This relationship shows that, when doubling the diameter, SEL increases by 6 dB.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

In order to use this data in an underwater sound propagation model, the source level at 1 m distance must be known. A common method to achieve this is through back-calculating empirical data from measurements to 1 m, whereby an equivalent source level represented as a point source is obtained. This is done, using a combination of Thiele's equation for sound propagation (Thiele, 2002), as well as NIRAS own calibration model based on several measurements at real sites. It should be noted that this approach will result in the measured sound levels at 750 m and provide accurate prognosis at further distances. It is however less accurate at distances closer to the source than 750 m as the near field is prone to significant positive and destructive interference patterns.

From Figure 6.1 it should be noted that variations in measured sound levels for a specific pile size do occur, as indicated by the spread of datapoints, around the fitted (blue) lines. This spread gives a 95%-confidence interval of ±5 dB which is indicated by the grey shaded areas. This is considered to be a result of varying site conditions and hammer efficiency applied for the individual pile installations and projects. For any project, it should therefore be considered whether the site and project specific conditions call for a more cautious source level estimate, than that of the average fitted line. In the following section, the different parameters which give rise to uncertainties regarding the source level, are examined.

6.1.1.1. Uncertainties in determining source level

In the following, several parameters influencing the actual source level for any specific installation are examined briefly.

Soil resistance

The foundation is installed by driving the piles into the seabed, which requires the predominant soil resistance has to be overcome. In general, the larger the soil resistance, the higher the blow energy required, which in turn increases the noise output (Bellmann, et al., 2020). For this reason, the harder, more compacted, and typically deeper, sediment layers require more force to be applied, thus increasing hammer energy and noise output as the piling progresses.

Water depth

The water depth, in shallow water, can also influence the noise emission. As the water depth decreases, the cut-off frequency increases, which can be seen in Figure 6.2. Frequency content of the noise source, below the cut-off frequency, has difficulty propagating through the water column, and will be attenuated at an increased rate, compared to frequency content above the cut-off (Bellmann, et al., 2020).

The cut-off frequency is dependent on, not only the water depth, but also the upper sediment type of the seabed.

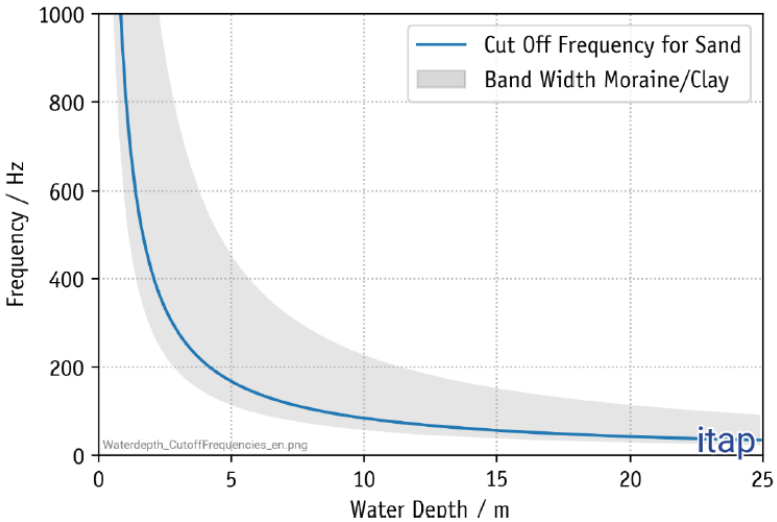


Figure 6.2: Cut off frequency and its dependency on sediment type and water depth (Bellmann, et al., 2020).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Hammer energy

An increase in hammer energy applied to a pile, will transfer more energy into the pile and therefore also results in a higher noise emission. In Figure 6.3, which shows the SEL versus penetration depth and blow energy, it can be observed how increasing the blow energy, also increases the measured SEL.

This relationship is approximated by 2-3 dB increase in measured SEL every time the blow energy is doubled (Bellmann, et al., 2020).

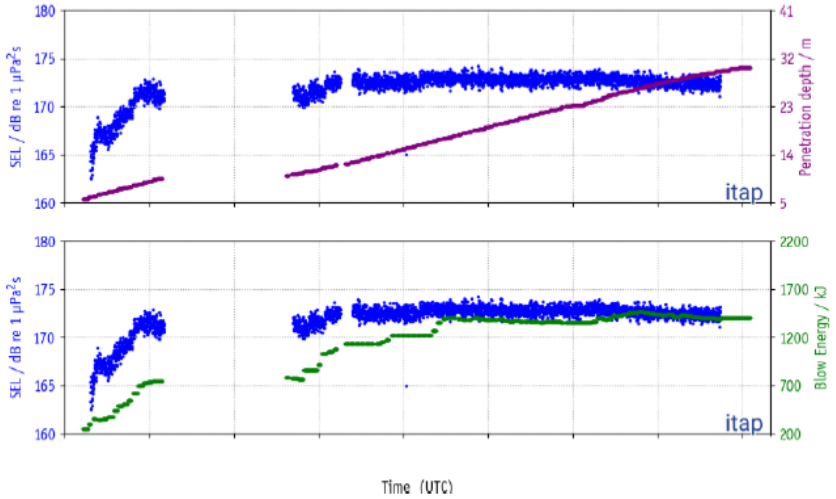


Figure 6.3: Relationship between SEL versus penetration depths and blow energy (Bellmann, et al., 2020).

Impact hammer type

Modern impact pile drivers typically consist of a large mass, or weight, suspended inside a hydraulic chamber, where the pressurized hydraulic fluid is used to push up the weight to the desired height, after which it is dropped. The impact is then transferred through an inner construction of shock absorbers and an anvil connected to the pile top. This motion transfers a large part of the applied energy to drive the pile downwards (Adegbulugbe, et al., 2019).

Using a large impact hammer with a heavy falling mass at 50-60% of its full capacity will, for acoustic reasons, lead to lower noise output compared to that from a smaller impact hammer using 100% capacity to achieve the same blow energy. While the two hammers will deliver the same energy to the pile, the maximum amplitude will be lower for the large impact hammer due to extended contact duration between hammer and pile-head. Different impact hammers can give up to several decibels difference (Bellmann, et al., 2020).

Pile length and degree of water immersion

A pile installation can be conducted through either above sea level piling, where the pile head is located above water level, or through below sea level piling, where the pile head is located below the water line. The former is typically the case for monopiles, while the latter is often the case for jacket piles (Bellmann, et al., 2020). A combination of the two is also possible, where the pile head is above water at the beginning of the pile installation and is fully submerged in the late stages of the piling.

Above water level piling automatically means that part of the pile is in contact with the entire water depth, and thus has a large radiating area. For below water level piling, this is not the case, as parts of the water column might no longer be occupied by the pile, but rather the hammer. For this reason, a higher noise emission is to be expected if the pile head is above water level (Bellmann, et al., 2020).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

6.1.2. Pile driving frequency spectrum

Due to the natural variations of measured frequency content, Figure 6.4 (grey lines), between sites, piles, water depths, hammer energy levels and other factors, it is almost guaranteed that the frequency response measured for one pile will differ from that of any other pile, even within the same project.

Since it is practically impossible to predict the exact frequency spectrum for any specific pile installation, an averaged spectrum (red line), for use in predictive modelling, is proposed by (Bellmann, et al., 2020).

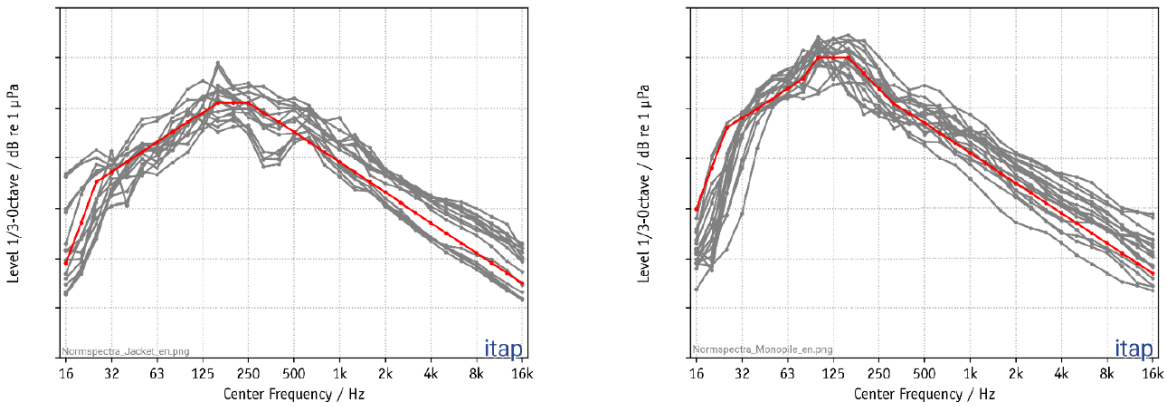


Figure 6.4: Measured pile driving frequency spectrum (grey lines) at 750m, with the averaged spectrum shown as the red line (Bellmann, et al., 2020). The spectrum ranges from 110-180 dB.

The spectrum shown to the left in Figure 6.4 is the pile driving frequency spectrum (grey lines) measured at 750 m for pin piles with diameters up to 3.5 m. The red line indicates the averaged spectrum and is proposed to be used as a theoretical model spectrum for sound propagation modelling of pin piles.

The right side of Figure 6.4 is showing the pile driving frequency spectrum (grey lines) measured at 750 m for mono-piles with diameters of minimum 6 m. The red line indicates the averaged spectrum and is proposed to be used as a theoretical model spectrum for sound propagation modelling of monopiles for the measured spectrums.

6.2. Pile driving mitigation measures

As foundation structures become larger and more knowledge come to light about marine mammal hearing, the more unlikely it is that the projects can comply with local regulation without mitigation measures.

This section provides a brief description of different Noise Abatement Systems (NAS), used as a general descriptor for measures taken that reduce the underwater noise emitted. Such systems can be either on-pile systems, actively reducing the source noise output or near-pile which reduces the noise emission after it has entered the water column.

6.2.1. Noise abatement system types

6.2.1.1. Big bubble curtains

The most frequently applied technique uses big bubble curtains (BBC). Air is pumped into a hose system positioned around the pile installation at the bottom of the sea, at a distance of 50 – 200 m. The hoses are perforated and air bubbles leak and rise towards the surface as air is pressured to the hose via compressors on a surface vessel. This forms an air curtain through the entire water column from seabed to sea surface. Due to the change in sound speed in the water-air-water bubble interface, a significant part of the outgoing noise is reflected backwards and kept near the pile, while the remaining noise energy going through the bubble curtain is greatly attenuated (Tsouvalas, 2020). Part of the noise emission from pile driving occurs through the sediment, which is then reintroduced to the water column further from the pile. It is important, that bubble curtains are not placed too close to the pile, as this would

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

reduce their effectiveness on noise transmitted through the soil. By placing the bubble curtain further from the pile, it can mitigate some of this noise as it enters the water column. Bubble curtains usually surround the construction site completely leaving no gaps where noise is emitted unattenuated.

Currents can cause a drift in bubbles, but this difficulty can be overcome if the bubble curtain is installed in an oval rather than a circle. This system was used for example in Borkum West II, where a noise reduction of on average 11 dB (unweighted broadband) was achieved with the best configuration. This project tested different configurations. The success depended on three parameters: size of holes in the hosepipe (determines bubble sizes), spacing of holes (determines density of bubble curtain) and the amount of air used (air pressure). The best configuration was found to be with relatively small holes, a small spacing and using a substantial air pressure (Diederichs, et al., 2014).

The effect of bubble curtains can be increased further if a second bubble curtain is installed even further from the installation, referred to as a Double Big Bubble Curtain (DBBC). The effect is greatest if the distance between the systems is at least three times the water depth (Koschinski S et al., 2013).

6.2.1.2. Pile sleeves

A pile sleeve is an on-pile mitigation system forming a physical wall around the pile. One such system is the Noise Mitigation Screen from IHC (IHC-NMS) where a double walled steel sleeve with an air-filled cavity is positioned over the pile, thus using the impedance difference in the water-steel-air-steel-water interfaces to reduce the sound transmission. This system has been used for example at the German wind park Riffgat. Noise mitigation was assessed to be around 16-18 dB (Verfuß, 2014). Often, a pile sleeve NAS is applied in combination with a bubble curtain solution to increase the overall mitigation effect. The pile sleeve NAS however has an important limitation to consider for future installations, as the weight of the system is significant. With increasing pile sizes, the pile sleeve also increases in size, and thereby weight. It is uncertain whether this system is applicable for large future monopiles.

Cofferdams are a special type of pile sleeve. They also surround the pile, however in comparison to the IHC-NMS, the water in between the pile and the sleeve is extracted, so that the interface from pile to water becomes air-steel-water. These sleeves are deemed to reduce noise by around 20 dB, as demonstrated in Aarhus Bay (Verfuß, 2014). However, tests further offshore and in connection with the construction of wind parks have yet to be conducted (Verfuß, 2014). An inherent challenge with this solution is that it can be difficult to keep the water out of the cofferdam, as local sediment conditions can prevent a perfect water-tight seal with the seabed.

6.2.1.3. Hydro-sound-dampers

Hydro Sound Damper (HSD) systems are in many ways similar to the bubble curtain, however instead of using hoses with air, the curtain consists of fixed position air-filled balloons or foam-balls. The size, spacing and density of the foam balls or air-filled balloons then dictate the achievable noise mitigation. With the HSD system, it is possible to "tune" the NAS to work optimally at specific frequencies, thus allowing for project specific optimal solutions. For the same reason however, the system is typically less effective at other frequencies.

6.2.2. Noise abatement system effectiveness

For commercially available and proven NAS, a summary of achieved mitigation levels throughout completed installations is given in (Bellmann, et al., 2020), as shown in Figure 6.5. The listed broadband mitigation, ΔSEL represents a flat frequency spectrum, in order to compare the efficiency of the different mitigation systems on different pile installations. That is, the source level reduction achievable for a source with equal acoustic energy in all octave bands, also called pink noise. Pile driving spectra however, as described in section 6.1.2, are far from a flat octave band spectrum, and the effective noise mitigation achieved in terms of sound level measured with and without the system in use at a specific installation will therefore differ from the listed mitigation. In Figure 6.6, the broadband flat spectrum attenuation achieved with the different NAS, are instead given in 1/3 octave bands, thus showing the achieved mitigation per frequency band.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Lastly, it is important to recognize, that development of new and improved noise mitigation systems is an ongoing process, and with every offshore wind farm installed, new knowledge and often better solutions become available.

No.	Noise Abatement System resp. combination of Noise Abatement Systems (applied air volume for the (D)BBC; water depth)	Insertion loss ΔSEL [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	

Figure 6.5: Achieved source mitigation effects at completed projects using different NAS, (Bellmann, et al., 2020).

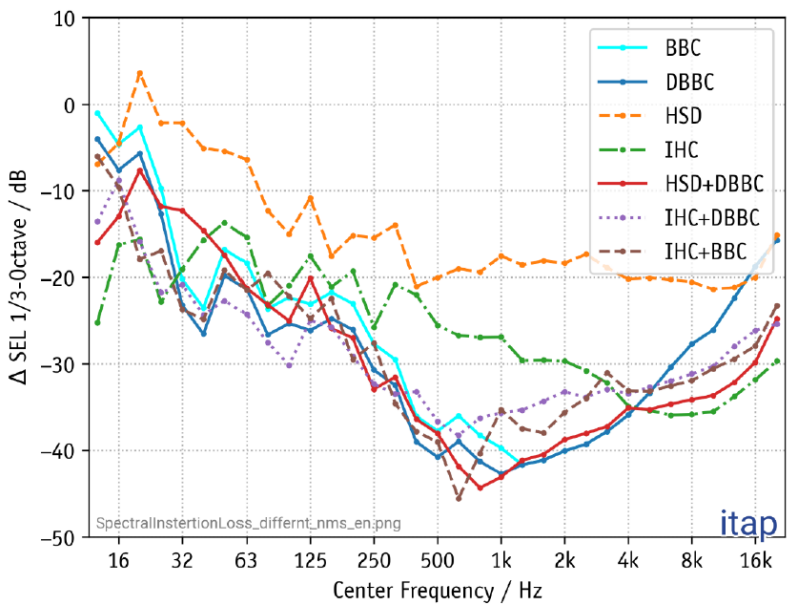


Figure 6.6: Frequency dependent noise reduction for NAS, (Bellmann, et al., 2020).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

In Figure 6.6 the mitigation effect is provided as the noise level relative to installation without any active NAS, so the more negative the value, the better the mitigation effect. In numeric form, the mitigation effect in the different frequency bands is provided in Table 6.1.

Table 6.1: Mitigation effect of different Noise Abatement Systems (NAS) (Bellmann, et al., 2020). Values are indicated by frequency band specific mitigation effects. The more negative the value, the better the mitigation effect.

Frequency	Mitigation effect of 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

It should be noted from Table 6.1, that the HSD-DBBC mitigation effect is less than that of the DBBC system at individual frequencies in the low and mid frequency region. This would imply, that the mitigation effect is worse for a NAS consisting of an HSD and a DBBC system, compared to a DBBC system alone.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

While the measurements would indeed indicate such an effect, it must be noted, that the representation method in (Bellmann, et al., 2020) does not represent the effect of a single fixed system used in different projects, but rather the average of a number of different systems, across different pile installations, across different project areas and current conditions. It is not clear from the report, when and where each NAS effect was measured, and it is therefore not possible to determine what would contribute to the achieved effects.

As the measurement results originate from German OWFs, it is however worth noting the measurement procedure for installations including NAS, where one pile is measured without any NAS active, one pile is measured with each individual NAS (such as BBC or IHC) and the rest of the piles are measured with all NAS active (such as IHC-NMS+DBBC). It is also worth emphasizing that the mitigation effect presented is the average of achieved mitigation, and given the continuous development of NAS technology, it is considered likely that performance would typically improve over time. Utilizing the reported average mitigation effect is therefore considered conservative. It should furthermore be expected, that entirely new and more effective NAS technologies and installation methods emerge in the coming years, however until such methods exist, it is not possible to include in a prognosis.

In summary, prediction of achievable mitigation effect for any system, based on past implementations, must be considered cautiously, and it should be expected that variations will occur between projects. The previously achieved mitigation effects can however be used more broadly to identify which type(s) of NAS is likely to be necessary for the current project, based on typical frequency specific mitigation effects.

If the purpose is to limit broadband noise output, an NAS with a high broadband mitigation effect could be a good choice. However if the purpose is to reduce the impact on a specific group of marine mammal or fish, the frequency specific mitigation effect should be considered when choosing NAS. As an example, the DBBC NAS is very effective at reducing the broadband noise level, however for species such as porpoise (VHF) and dolphin (HF), which both have high frequency hearing above 10 kHz, a combination of HSD with DBBC would provide significantly better protection. It is therefore recommended to always conduct detailed site and pile specific underwater sound emission modelling with incorporation of NAS available to the contractor, based on the project specific mitigation purpose.

6.3. Underwater sound propagation theory

This chapter provides a brief overview of underwater sound propagation theory and the software program used in the modelling, followed by a description of the inputs used for the propagation model. This includes environmental and source input parameters.

6.3.1. Underwater sound propagation basics

This section is based on (Jensen, et al., 2011) chapter 1 and chapter 3 as well as (Porter, 2011), and seeks to provide a brief introduction to sound propagation in saltwater. The interested reader is referred to (Jensen, et al., 2011) chapter 1, for a more detailed and thorough explanation of underwater sound propagation theory.

Sound levels generally decrease with increasing distance from the source, which is known as the propagation loss (PL), $\mathbf{N_{PL}}$. The PL is affected by a number of parameters making it a complex process.

The speed of sound in the sea, and thus the sound propagation, is a function of both pressure, salinity and temperature, all of which are dependent on depth and the climate above the ocean and as such are very location dependent. The theory behind the sound propagation is not the topic of this report, however it is worth mentioning one aspect of the sound speed profile importance, as stated by Snell's law, Equation 7.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

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

Equation 7

Where:

- θ is the ray angle [°]
- c is the speed of sound $\left[\frac{m}{s}\right]$.

This relationship implies that sound waves bend toward regions of low sound speed (Jensen, et al., 2011). The implications for sound in water are, that sound that enters a low velocity layer in the water column can get trapped there. This results in the sound being able to travel far with very low PL.

When a low velocity layer occurs near the sea surface, with sound speeds increasing with depth, it is referred to, as an upward refraction. This causes the sound waves to be reflected by sea surface more than by the seabed. As the sea surface is often modelled as a calm water scenario (no waves), it causes reduced PL, and thus a minimal loss of sound energy. This scenario will always be the worst-case situation in terms of sound PL. For some sound propagation models, this can introduce an overestimation of the sound propagation, if the surface roughness is not included.

When a high velocity layer occurs near the sea surface with the sound speed decreasing with depth, it is referred to, as a downward refraction. This causes the sound waves to be angled steeper towards the seabed rather than the sea surface, and it will thus be the nature of the seabed that determines the PL. Depending on the composition of the seabed some of the sound energy will be absorbed by the seabed and some will be reflected. A seabed composed of a relatively thick layer of soft mud will absorb more of the sound energy compared to a seabed composed of hard rock, which will cause a relatively high reflection of the sound energy.

In any general scenario, the upward refraction scenario will cause the lowest sound PL and thereby the highest sound levels over distance. In waters with strong currents, the relationship between temperature and salinity is relatively constant as the water is well-mixed throughout the year.

As an example, in the Baltic Sea, an estuary-like region with melted freshwater on top, and salty sea water at the bottom, the waters are generally not well-mixed and great differences in the relation between temperature and salinity over depth can be observed. Furthermore, this relationship depends heavily on the time of year, where the winter months are usually characterized by upward refracting or iso-velocity sound speed profiles. In the opposite end of the scale, the summer months usually have downward refracting sound speed profiles. In between the two seasons, the sound speed profile gradually changes between upward and downward refracting.

Another example is the Gulf and Bay of Bothnia, where ice cover is present during winter and spring. After the thaw, in April/May a gradual shift in sound speed profile from near-iso speed and/or upward refracting in the winter, to downward refracting takes place. This is observed based on temperature and salinity readings throughout the year. The readings come from the NOAAs World Ocean Atlas database (WOA18), freely available from the "National Oceanic and Atmospheric Administration" (NOAA) at https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa18/, (NOAA, 2019).

The physical properties of the sea surface and the seabed further affect the sound propagation by reflecting, absorbing and scattering the sound waves. Roughness, density and sound speed are among the surface/seabed properties that define how the sound propagation is affected by the boundaries.

The sea surface state is affected mainly by the climate above the water. The bigger the waves, the rougher the sea surface, and in turn, the bigger the PL from sound waves hitting the sea surface. In calm seas, the sea surface acts as a

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

very reflective interface with very low sound absorption, causing the sound to travel relatively far. In rough seas states, the sound energy will to a higher degree be reflected backwards toward the source location, and thus result in an increased PL. As previously mentioned, this is not always possible to include in sound propagation models, and the PL can therefore be under-estimated, leading to higher noise propagation than what would actually occur.

Another parameter that has influence on especially the high frequency PL over distance is the volume attenuation, defined as an absorption coefficient dependent on chemical conditions of the water column. This parameter has been approximated by Equation 8 (Jensen, et al., 2011):

$$\alpha' \cong 3.3 \times 10^{-3} + \frac{0.11f^2}{1+f^2} + \frac{44f^2}{4100+f^2} + 3.0 \times 10^{-4} f^2 \quad \left[\frac{dB}{km}\right] \qquad \text{Equation 8}$$

Where f is the frequency of the wave in kHz. This infers that increasing frequency leads to increased absorption.

6.3.2. Numerical sound propagation models

There are different algorithms for modelling the sound propagation in the sea, all building on different concepts of seabed interaction and sound propagation. Commonly used sound propagation models for long distance modelling tasks are Ray tracing, Normal Modes (NM), and Parabolic Equation (PE).

Ray tracing has a good accuracy when working with frequencies above 200 Hz, however in very shallow waters, the minimum frequency would be higher, as the rays need space to properly propagate. Different techniques can be applied for ray tracing to improve and counteract certain of its inherent shortcomings (Jensen, et al., 2011). Ray tracing, furthermore, is the only algorithm that inherently supports directional sources, that is, sources that do not radiate sound equally in all directions.

The normal mode algorithm makes it possible to calculate the sound field at any position between the source and receiver. Since the modes grow linearly with frequency, the algorithm is usually used for low frequencies, because at high frequencies it is hard to find all the modes which contributed to the sound field (Wang, et al., 2014).

Last is the parabolic equation method, which is usually used for low frequencies, due to increasing computational requirements with frequency squared. This method is generally not used for frequencies higher than 1 kHz. The method is however more accepting of discontinuous sound speed profiles (Wang, et al., 2014).

In Table 6.2, an overview of the application range of the different sound propagation models is shown.

Table 6.2: An overview which indicates where the different sound propagation models are most optimal (Wang, et al., 2014).

Shallow water - low frequency	Shallow water - high frequency	Deep water – low frequency	Deep water - high frequency
Ray theory	Ray theory	Ray theory	Ray theory
Normal mode	Normal mode	Normal mode	Normal mode
Parabolic equation	Parabolic equation	Parabolic equation	Parabolic equation
Green – suitable; Amber – suitable with limitations; Red – not suitable or applicable			

In most real world sound propagation scenarios, a combination of two algorithms is typically preferred to cover the entire frequency range of interest, such as normal modes for the low frequencies and ray tracing for the high frequencies. In this regard, the split between the two is typically defined as $f = \frac{8 \cdot c}{d}$ [Hz], where c is the speed of sound in

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

[m/s] and d is the average bathymetry depth in [m]. This however assumes, that the change in bathymetry is not several orders of magnitude. If the bathymetry ranges from very shallow to very deep, it is likely that an optimal split frequency does not exist. In such cases, it might be necessary to choose between calculation range and calculation accuracy.

In sound propagation modelling using mitigation systems, the sound levels of interest usually occur up to a few tens of km from the source, and in most cases, the relevant bathymetry will either be shallow or deep, but rarely both. For sound propagation modelling using unmitigated source levels, where it is desired to prognosticate the propagation loss over tens to hundreds of km, it is however very likely that the bathymetry variation becomes problematic.

6.3.3. Underwater sound propagation modelling software

NIRAS uses the underwater noise modelling software: dBSea version 2.3.4, developed by Marshall Day Acoustics. The software uses 3D bathymetry, sediment and sound speed models as input data to build a 3D acoustic model of the environment and allows for the use of either individual sound propagation algorithms or combinations of multiple algorithms, based on the scenario and need. dBSea sound propagation results are afterwards post-processed in NIRAS' software package NiFlee, where distances to relevant thresholds are calculated and noise contour maps are created.

6.4. Environmental model

The sound propagation depends primarily on the site bathymetry, sediment and sound speed conditions. In the following, these input parameters are described in greater detail.

6.4.1. Bathymetry

dBSea incorporates range-dependent bathymetry modelling and supports raster and vector bathymetry import. Figure 6.7 shows a map of the bathymetry for Europe, where darker colours indicate deeper areas, and lighter colours indicate more shallow water. The resolution of the map is 115 x 115 meters. EMODnet has created the map using Satellite Derived Bathymetry (SDB) data products, bathymetric survey data sets, and composite digital terrain models from several sources. Where no data is available EMODnet has interpolated the bathymetry by integrating the GEBCO Digital Bathymetry (EMODnet, 2021).

6.4.2. Sediment

In dBSea, the sound interaction with the seabed is managed through specifying the thickness and acoustic properties of each seabed layer, where the uppermost layer is the most important. The thickness and acoustic properties of the layers, from seabed to bedrock, is generally obtained through literature research in combination with available site-specific survey findings.

For determining the top layer type, the seabed substrate map (Folk 7) from https://www.emodnet-geology.eu/ is generally used. This map is shown in Figure 6.8.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Figure 6.7: Bathymetry map over European waters from EMODnet, where light blue indicates shallow waters and dark blue indicates deeper waters (EMODnet, 2021).

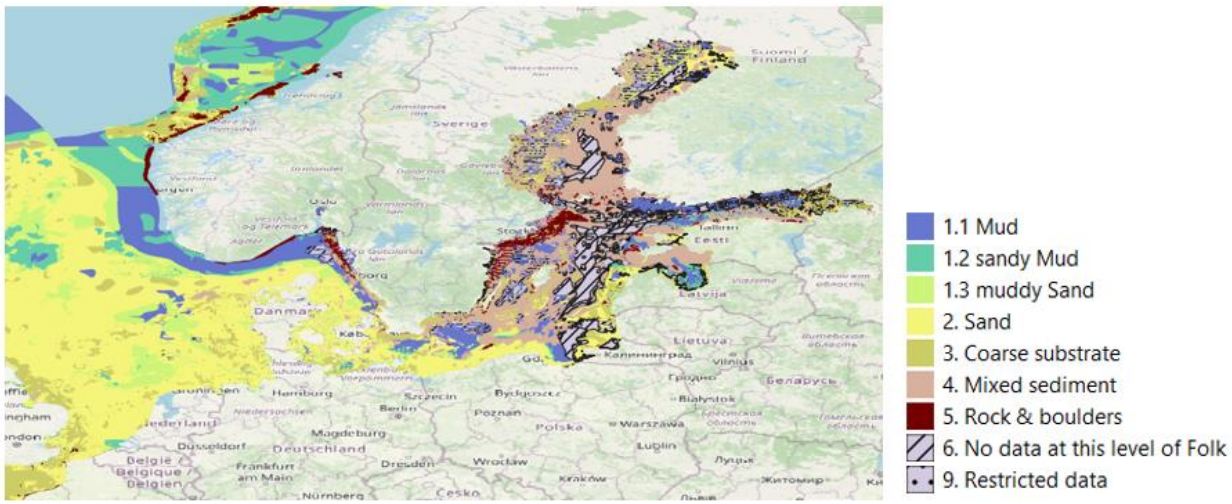


Figure 6.8: A section of the seabed substrate map, (Folk 7) (EMODnet, 2021).

6.4.3. Sound speed profile, salinity and temperature

The sound propagation also depends on the season and location dependent sound speed profile. To create an accurate sound speed profile, the temperature and salinity must be known throughout the water column for the time of year where the activities take place. As weather conditions prior to, and during installation can have an effect on the salinity and temperature profiles, early prognosis based on historical values will be connected with a degree of uncertainty.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

NIRAS uses NOAAs WOA18, freely available from the "National Oceanic and Atmospheric Administration" (NOAA) at https://www.nodc.noaa.gov/OC5/woa18/, (NOAA, 2019) which contains temperature and salinity information at multiple depths throughout the water column.

For each of the sediment model positions, the nearest available sound speed profile, as well as average temperature and salinity are extracted for the desired months.

7. Underwater noise prognosis for pile driving activities

This chapter describes the project specific details relevant to the source model and sound propagation model, as described in chapter 5. Section 7.1 describes the project specific parameters used for the source model, and section 7.2.1 describes the environmental part of the sound propagation model. Settings used for the numerical sound propagation modelling software is provided in section 7.2.

7.1. Source model

7.1.1. Foundation types

It is not yet decided which foundation types will be used for the actual installation. It may be a single foundation type, or a mix of different foundation types. For the wind turbines, foundation types could include steel monopiles up to 18 m diameter, jacket foundations with pin piles up to 8 m diameter, gravitation or suction bucket or even floating structures with anchor piles.

Gravitation and suction bucket foundations are the foundation types with the lowest underwater noise emissions, and are considered negligible from an underwater noise impact perspective. These options are therefore not considered further in this report.

Floating foundations, consisting of a floating steel frame anchored to the seabed through a number of anchor lines. Each anchor line would then be securely fastened in the seabed to one or more anchor piles. Since floating foundation types are still largely untested, little data is available on pile sizes and the number of piles to be used per anchor line, however it is expected that pile size and number of piles is inversely proportional. So the more anchor piles used per anchor line, the smaller each pile would be. It is not expected that anchor piles in any case would exceed a diameter of 8 m, and they are therefore considered to have less underwater noise emission than both jacket and monopile foundations. Floating foundations will therefore not be treated further in this report.

In summary, it is assessed that the worst-case scenarios for the construction phase will be either monopiles of 18 m diameter, or jacket foundations with 4 x 8 m pin piles. Due to differences in the frequency spectrum and number of piles for the different foundation types, both are included in sound propagation modelling. Source models for the two scenarios are described further in section 7.1.3.

The sound propagation modelling, conducted in this report assumes a single pile installation within any 24-hour period for the monopile foundation type, and 4 pin piles per 24 hours for jacket foundations.

The technical source model parameters are provided in Table 7.1 for the monopile foundation scenario, and in Table 7.2 for the jacket foundation scenario.

The pile installation procedure for both foundation types include a soft start, at 10% of maximum hammer energy, a ramp up phase, where the energy is gradually increased from 10% - 100%, and a conservative estimate for the full power phase of the installation with 100% hammer energy.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Table 7.1: Technical specifications and pile driving procedure for scenario 1: 18 m monopile foundation.

Technical specification for scenario 1			
Foundation type		Monopile	
Impact hammer energy		6000 kJ	
Pile Diameter		18 m	
Total number of strikes pr. pile		10 400	
Number of piles per foundation		1	
Pile driving procedure			
Name	Number of strikes	% of maximum hammer energy	Time interval between strikes [s]
Soft start	200	10	2
Ramp-up	400 1000 500 500 800 2400	10 20 40 60 80 60	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Full power	4600	100	3.2

Table 7.2: Technical specifications and pile driving procedure for scenario 2: Jacket foundation with 4x8m pin piles.

Technical specification for scenario 2			
Foundation type		Jacket	
Impact hammer energy		6000 kJ	
Pile Diameter		8 m	
Total number of strikes pr. pile		10 400	
Number of piles per foundation		4	
Pile driving procedure			
Name	Number of strikes	% of maximum hammer energy	Time interval between strikes [s]
Soft start	150	10	2
Ramp-up	700 1000 500 500 1000	10 20 40 60 80	1.2 1.2 1.2 1.2 1.2
Full power	6 550	100	2.6

7.1.2. Source positions

Sound propagation modelling for pile driving activities is conducted at the three positions shown in Figure 7.1. The source positions were chosen due to their location relative to maximum expected sound propagation. In Figure 7.2, the project area is shown in relation to the nearby Natura 2000 areas.

- Position 1 is located at the northern edge of the OWF area, at 45.5 km distance from the natura 2000 area "Holmöarna". The water depth at the source position is 54 m, and topsoil sediments are mainly clay. This position is considered representative worst case for the maximum expected sound propagation due to the water depth.

- Position 2 is located in the middle of the OWF area, at ~30 km distance from the natura 2000 areas "Luodon saaristo", "Uudenkaarlepyyn saaristo" and "Merenkurkun saaristo". The water depth at the source position is 36 m,

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

and topsoil sediments are mainly clay. This position is considered representative worst case in regard to the Natura 2000 areas.

- Position 3 is located at the southwest corner of the OWF area, at ~25 km distance from the natura 2000 areas "Holmöarna" and "Merenkurkun saaristo". The water depth at the source position is 55 m, and sediment conditions are a mix of silt, sand, bedrock and clay. This position is considered representative worst case in regard to the Natura 2000 areas and water depth.

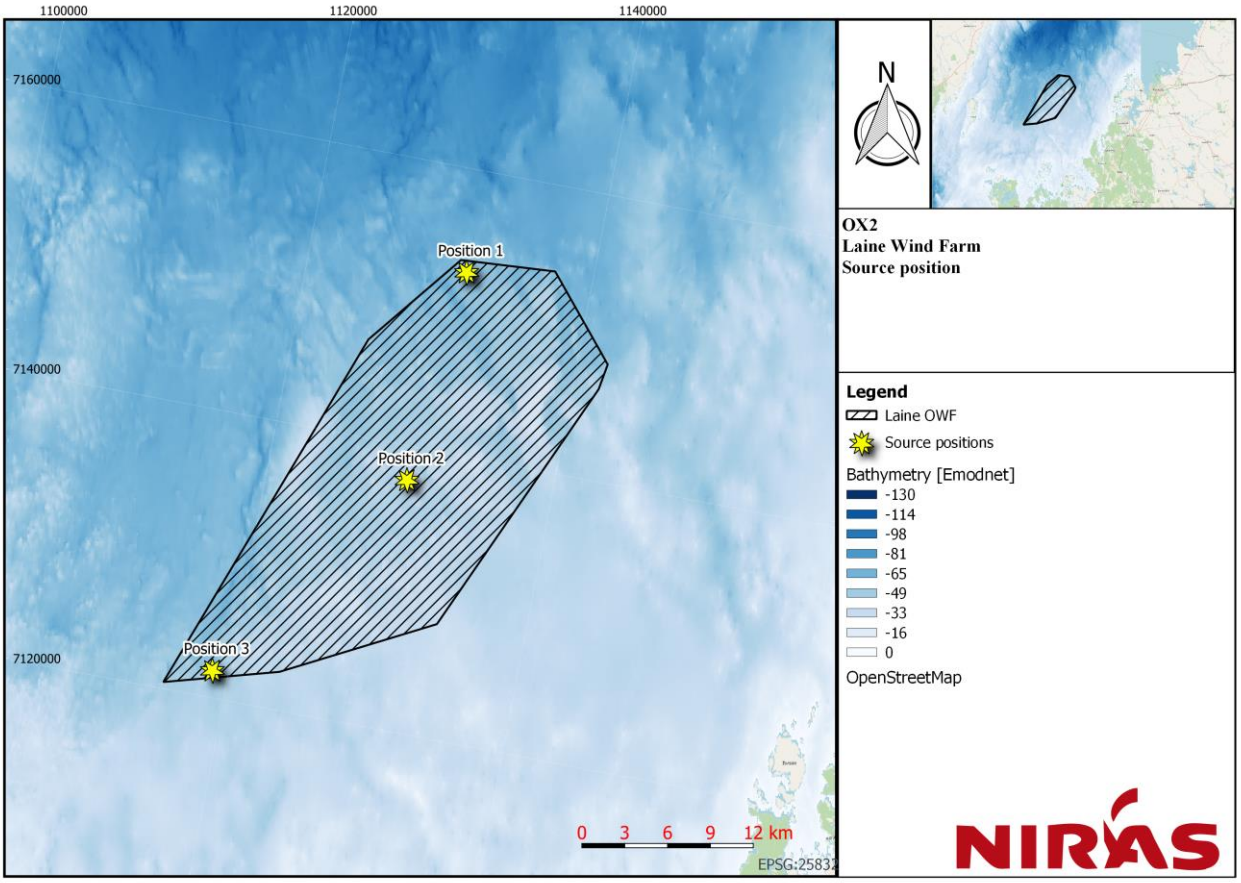


Figure 7.1: Source positions chosen for sound propagation modelling.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

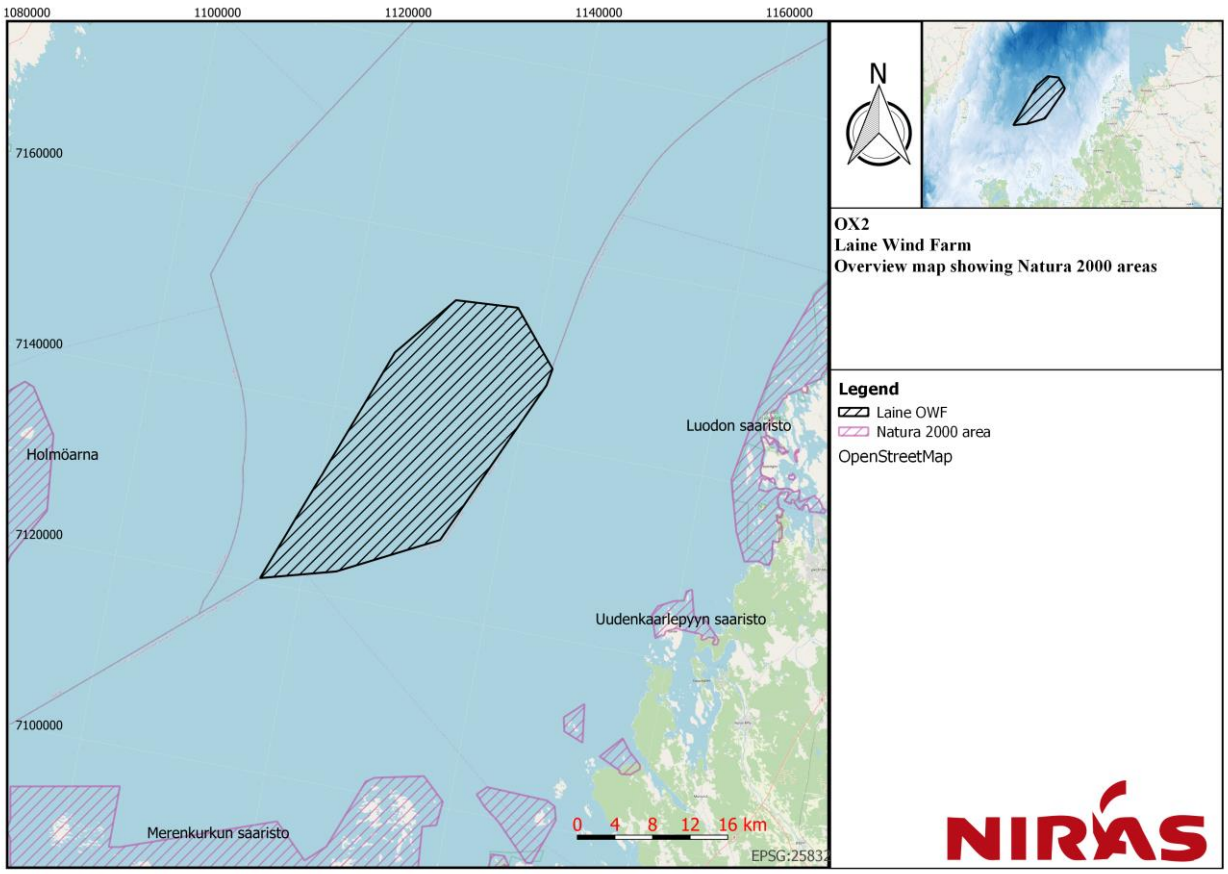


Figure 7.2: Overview of nearby Natura 2000 areas.

7.1.3. Source level and frequency spectrum

Following the methodology presented in the section 6.1, source levels and frequency spectrum for the two foundation scenarios are defined in the following subsections.

7.1.3.1. Foundation scenario 1: 18 m diameter monopile

For the monopile foundation scenario, the unmitigated and unweighted SEL at 750 m was derived to be: $\mathrm{SEL}_{@750\mathrm{m}} = 186.7\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa^2 s}$. Backcalculating this level to 1 m, results in $L_{S,E} = 229.9\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa^2\ m^2\ s}$. The source level is presented in all relevant metrics, with and without frequency weighting, see Table 7.3.

Table 7.3: Broadband source level for monopile foundation scenario, with and without frequency weighting.

Frequency weighting	Source level $(\mathrm{L_{S,E}})[\mathrm{dB\ re.\ 1\mu Pa^2 m^2 s}]$
Unweighted	229.9 dB
Phocid Carnivores in water (PCW)	206.4 dB

As previously mentioned, due to the unlikeliness of an unmitigated installation scenario being allowed, the source model includes the application of a noise mitigation effect. For the monopile foundation scenario, the DBBC mitigation effect presented in Table 6.1 was used. Unmitigated as well as mitigated source level in 1/3 octave bands are presented in Figure 7.3. For the mitigated scenario, source levels with applied frequency weightings are also shown.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

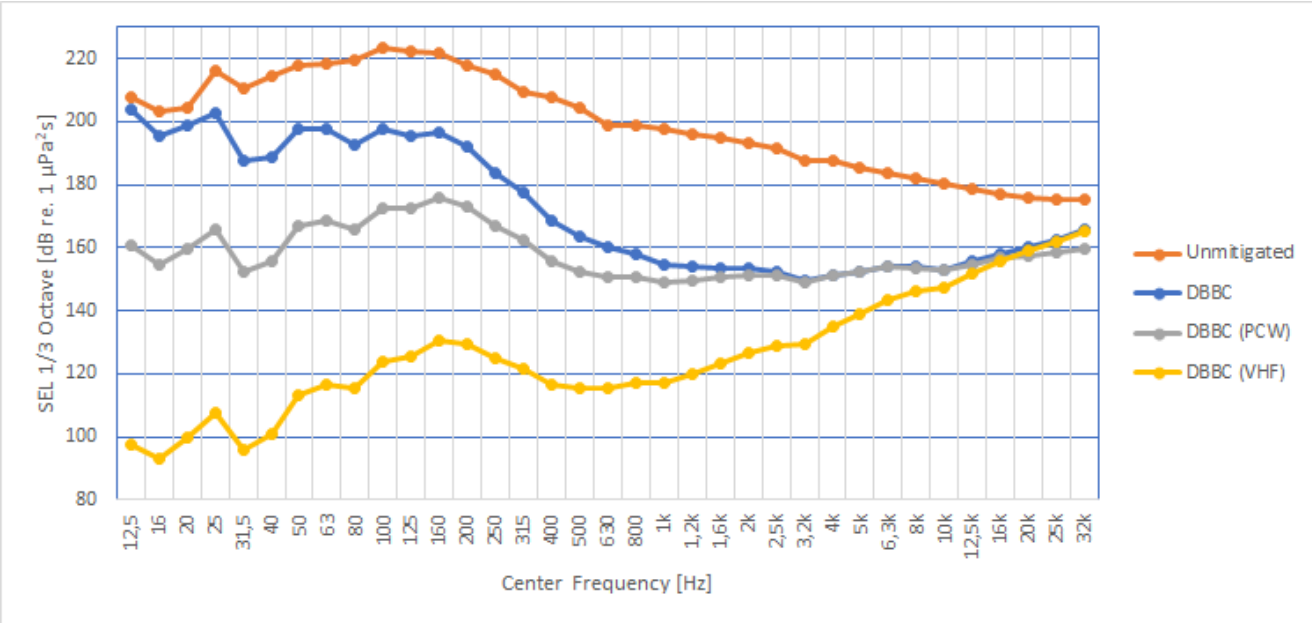


Figure 7.3: Source level in 1/3 octave bands for 18 m monopile; unmitigated as well as mitigated using DBBC equivalent mitigation effect.

7.1.3.2. Foundation scenario 2: Jacket foundation with 4x8m pin piles

For the jacket foundation scenario, the unmitigated and unweighted SEL at 750 m was derived to be: $\mathrm{SEL}_{@750\mathrm{m}} = 180.5\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa^2 s}$. Backcalculating this level to 1 m, results in $L_{S,E} = 222.4\ \mathrm{dB\ re.\ 1\ \mu Pa^2\ m^2\ s}$. The source level is presented in all relevant metrics, with and without frequency weighting, see Figure 7.4.

Table 7.4: Broadband source level for jacket foundation scenario, with and without frequency weighting.

Frequency weighting	Source level $(\mathrm{L_{S,E}})[\mathrm{dB\ re.\ 1\mu Pa^2 m^2 s}]$
Unweighted	222.4 dB
Phocid Carnivores in water (PCW)	204.8 dB

As previously mentioned, due to the unlikeliness of an unmitigated installation scenario being allowed, the source model includes the application of a noise mitigation effect. For the monopile foundation scenario, the DBBC mitigation effect presented in Table 6.1 was used. Unmitigated as well as mitigated source level in 1/3 octave bands are presented in Figure 7.4. For the mitigated scenario, source levels with applied frequency weightings are also shown.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

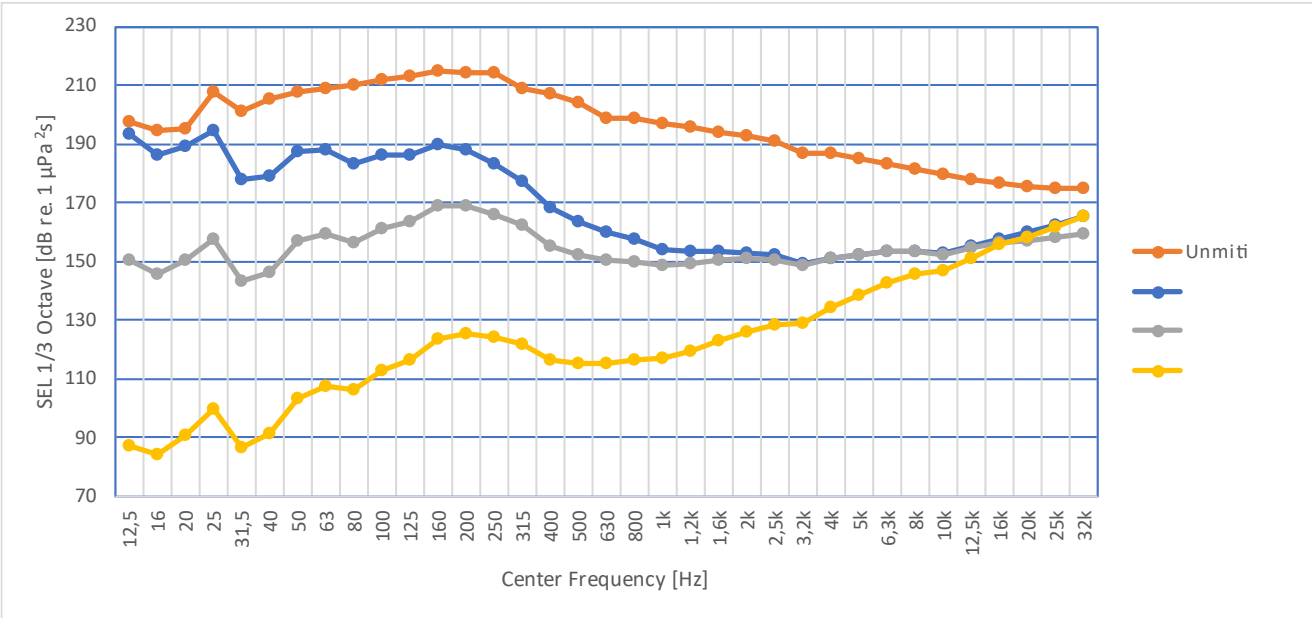


Figure 7.4: Source level in 1/3 octave bands for 8 m pin pile; unmitigated as well as mitigated using DBBC equivalent mitigation effect.

7.1.4. Installation of two foundations within a 24-hour period

If two foundations were to be installed within a 24-hour period, sound propagation and foundation type considered equal, it is assumed that the noise emission from each is similar. Differentiation between simultaneous/partially overlapping and sequential installation is important, and the consequence of each scenario is discussed in the following.

7.1.4.1. Installation of two foundations simultaneously

If the two foundations were to be installed at the same time, this would likely result in increased PTS and TTS impact distances (up to a factor 2 increase), as these thresholds are based on the time-dependent noise emission relative to the swim speed of the marine mammal.

The further apart the two foundations, the lower the difference in PTS/TTS relative to the single foundation scenario. However, with larger spacing, a trapping effect can occur, where a marine mammal would swim away from one foundation, only to get closer to the installation of the second foundation, thus not achieving a linear decrease in received SEL with time. In this scenario, it is difficult to predict what kind of cumulative sound exposure level, the marine mammal would receive over the span of the installations.

Inversely, the closer the foundations, the lower the risk of trapping, but also the closer to 2x single foundation threshold distances would be expected. One method for reducing the increase in impact distances for concurrent installations, would be to add a time-delay to the installation of the second foundation, such that the marine mammals are able to create distance between themselves and the pile installation(s), before both piling activities are active.

Another aspect of concurrent installations is that it can potentially result in increased behaviour distances if the pile strikes are synchronized. The likelihood of synchronization would however be low as the behaviour criteria is based on the noise dose within a 125 ms time window.

There is however also a secondary effect, where the noise emission from one pile installation would cause positive and destructive interference with the noise emission from the second pile installation, resulting in local variations of ±3 dB,

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

and thereby potentially increasing the impact distance for behaviour significantly. Installation of two foundation simultaneously is therefore not recommended.

7.1.4.2. Installation of two foundations sequentially

If installation of two foundations is conducted sequentially, where the second pile installation is started as soon as the former is completed, the effects on underwater noise exposure become significantly less uncertain. In a closely spaced scenario, the marine mammals that would be affected by the second pile installation, would already have had significant time to vacate the underwater noise impacted area, thereby limiting the increase in impact on marine mammals. For behaviour, the impact distance would not be affected by interference patterns (which will be the case if installation of two pile installations occurs at the same time), nor would it equate the sum of impact areas for both installations, rather it would shift from one location to the next. For PTS and TTS, the impact distances would likely not increase, as the marine mammals are already far from both installation sites and therefore receiving minimal additional impact from the installation of the second installation. It is however important that the second installation is not delayed significantly in time after the completion of the first, as this would allow for marine mammals to return to the area.

Thus, it is assessed that the installation of two foundations (positioned close to each other) sequentially will not increase the impact ranges for behavioural avoidance responses nor the TTS and PTS impact ranges. A theoretical scenario where sequential installation is used with 2 piles installed per day, will prolong (double) the daily time period where pile driving is taking place, however reduce (half) the number of days with piling noise emission. Under the assumption, that installation will occur every day, the effective installation period for pile driving activities would be reduced (halved).

7.2. Underwater sound propagation model

For this project, the dBSea settings listed in Table 7.5 were used.

Table 7.5: dBSea Settings

Technical Specification		
Octave bands		1/3
Grid resolution (Range step, depth)		20 m x 0.2 m
Number of transects		36 (10°)
Sound Propagation Model Settings		
Model	Start frequency band	End frequency band
dBSeaModes (Normal Modes)	32 Hz	200 kHz
dBSeaRay (Ray tracing)	250 kHz	32 kHz

7.2.1. Environmental model

The following sections provide the input values for each of the important environmental model parameters.

7.2.1.1. Bathymetry

Figure 7.5 shows the bathymetry for the wind farm site and surroundings (extracted from the bathymetry map in section 6.4.1). In this area, the bathymetry ranges from a depth of 130 m, indicated by the darker colours, to a depth of 0 m, indicated by the lighter colours. For each source position, described in section 7.1.1, a bathymetry of around 30 km to each side is extracted and used in the calculations.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

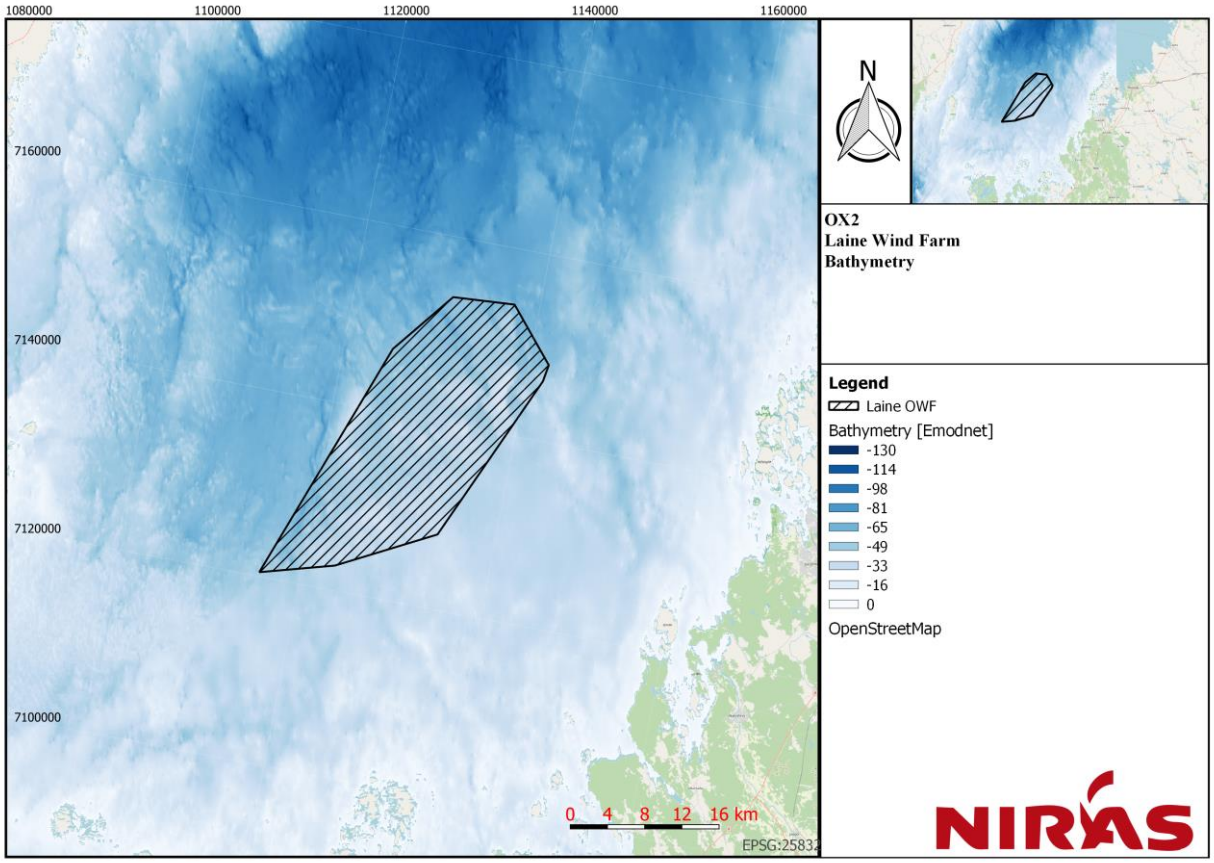


Figure 7.5: Bathymetry map for the project area and surroundings.

7.2.1.2. Sediment

The sediment model is based on the methodology described in section 6.4.2, utilizing publicly available data for seabed surface sediment types and thicknesses. For this project, no geological profiles from survey transects or other literature were found near the project site. Therefore no information on local layer depths were obtained. To calculate the worst case sound propagation it was decided to have a thin overlay of 1 m of the top sediment before reaching bedrock. The top layer (seabed) was obtained through Figure 7.6 which was provided by OX2.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

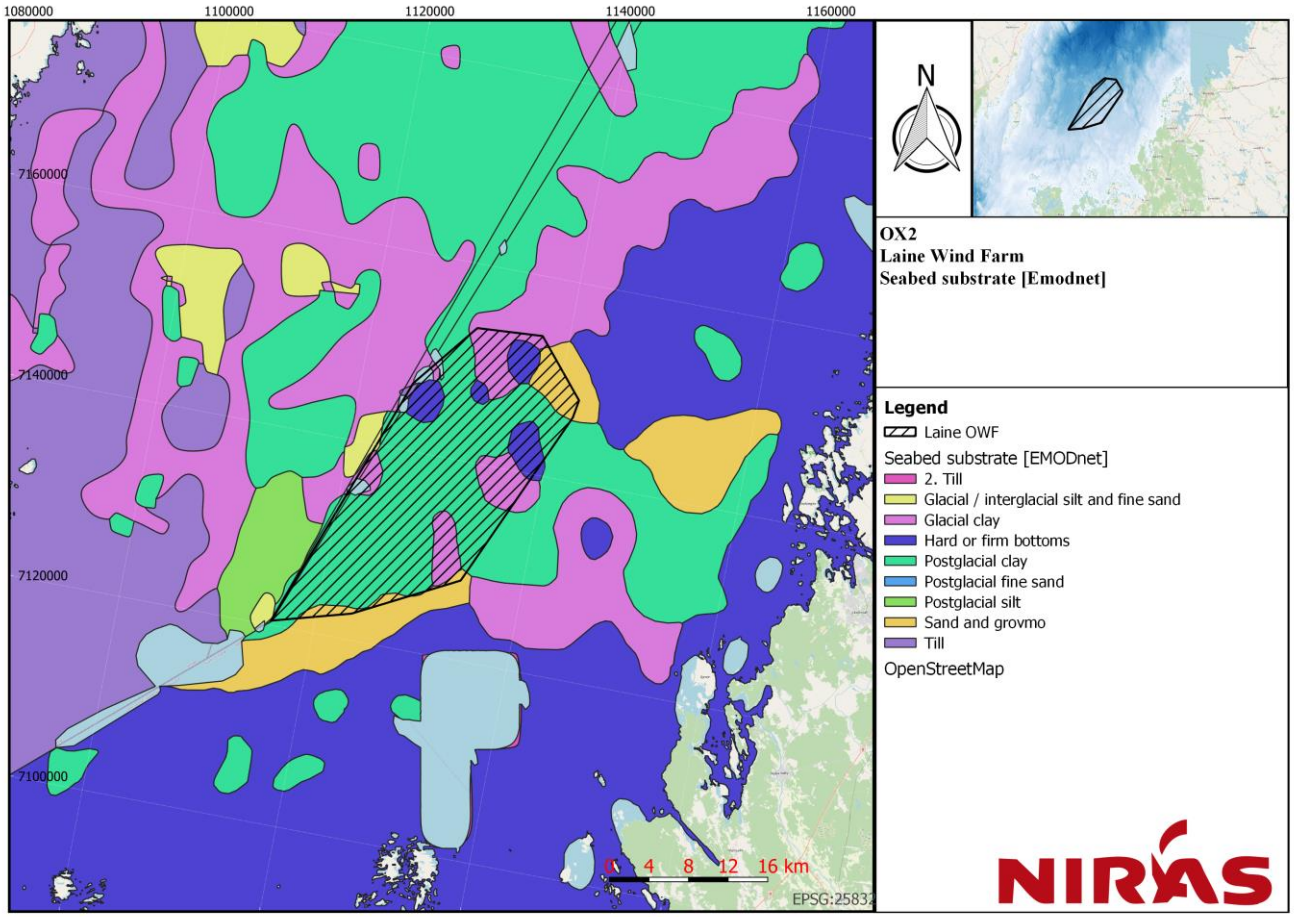


Figure 7.6: Seabed substrate from EMODnet, which was provided by OX2.

From the available source, a multipoint sediment model was made for the relevant project area and surroundings. In Figure 7.7, the sediment type prevalent in the top layer of the seabed is shown to consist of mainly clay, sand and rock. The thickness of the top layer varies within the site from zero meters to tens of meters, extending to bedrock.

For each point in the model, the sediment layer types were translated into geoacoustic parameters, in accordance with Table 7.6, utilizing information from (Jensen, et al., 2011), (Hamilton, 1980).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

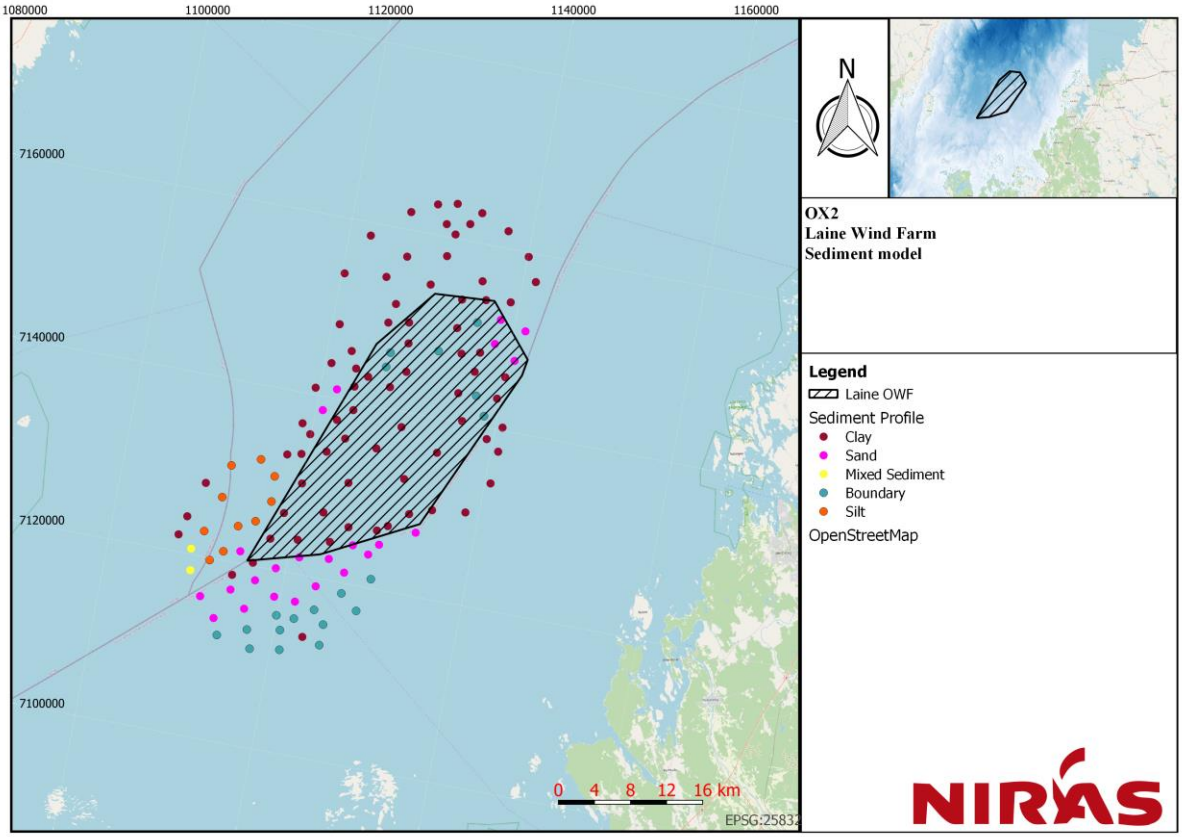


Figure 7.7: Sediment model for the project area and surroundings.

Table 7.6: Geoacoustic properties of sediment layers used in the environmental model. Sources: (Jensen, et al., 2011), (Hamilton, 1980). Note, mixed sediment is based on a mix of sand, silt and gravel. Moraine boulders is similarly a mix of primarily moraine with boulders.

Sediment	Sound Speed [m/s]	Density [kg/m^3]	Attenuation factor [dB/λ]
Clay	1500	1500	0.2
Silt	1575	1700	1.0
Mud (clay-silt)	1550	1500	1.0
Sandy mud	1600	1550	1.0
Sand	1650	1900	0.8
Muddy sand	1600	1850	0.8
Coarse substrate	1800	2000	0.6
Gravel	1800	2000	0.6
Mixed sediment	1700	1900	0.7
Moraine	1950	2100	0.4
Moraine Boulders	2200	2200	0.3
Rock and boulders	5000	2700	0.1
Chalk	2400	2000	0.2

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

7.2.1.3. Sound speed profile

Figure 7.8 shows the extracted sound speed profiles at the available positions. Note that the gridded layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically.

Examining Figure 7.8, this would indicate May as the worst-case month within the proposed installation time window between May – October. Due to ice cover risks in November – April, these months are not included in the prognosis. In cooperation with OX2 it was chosen to conduct the prognosis for the worst-case conditions, being May. In Figure 7.9 the sound speed profiles for the worst-case month of May are shown.

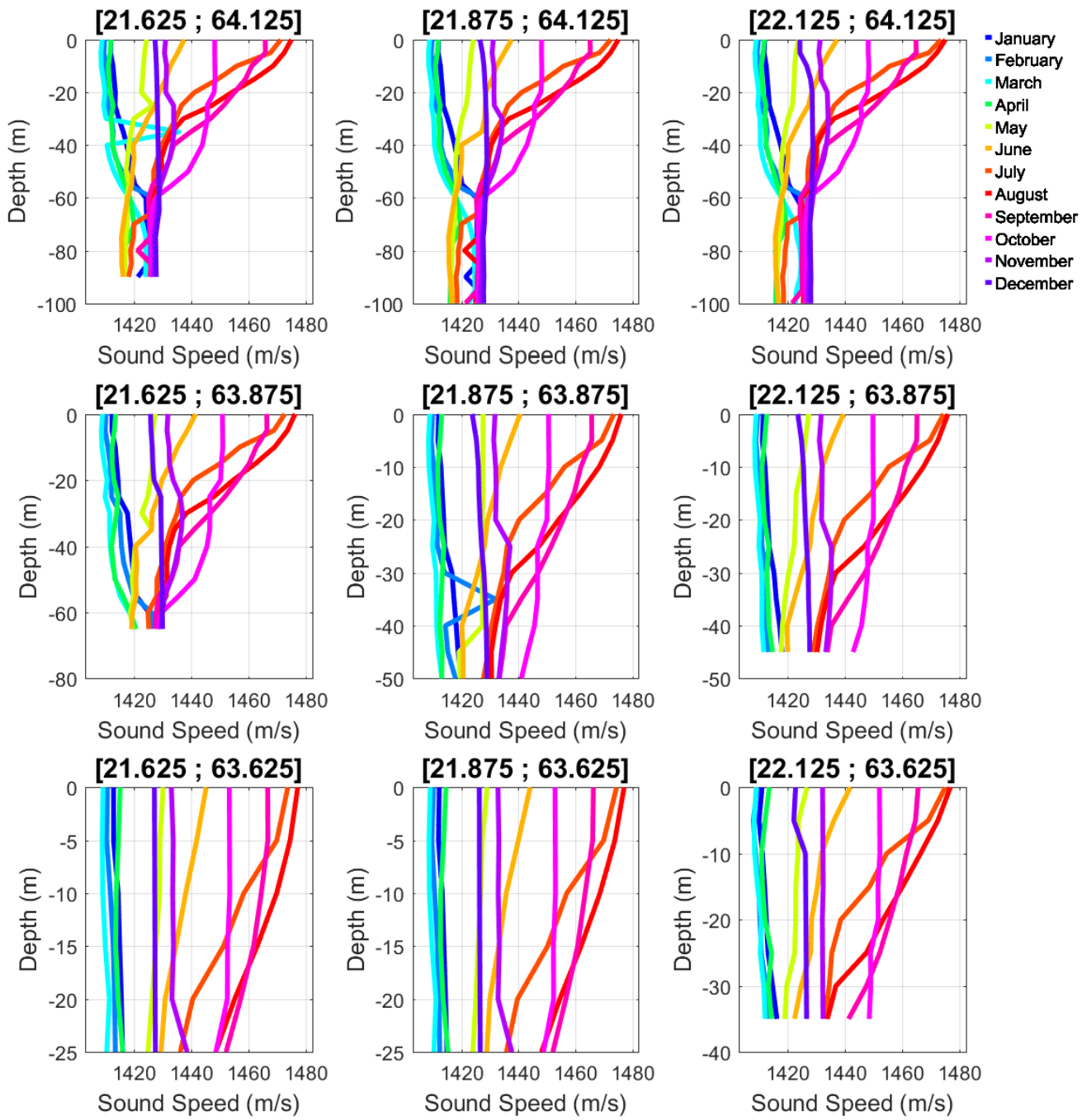


Figure 7.8: Sound speed profiles for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

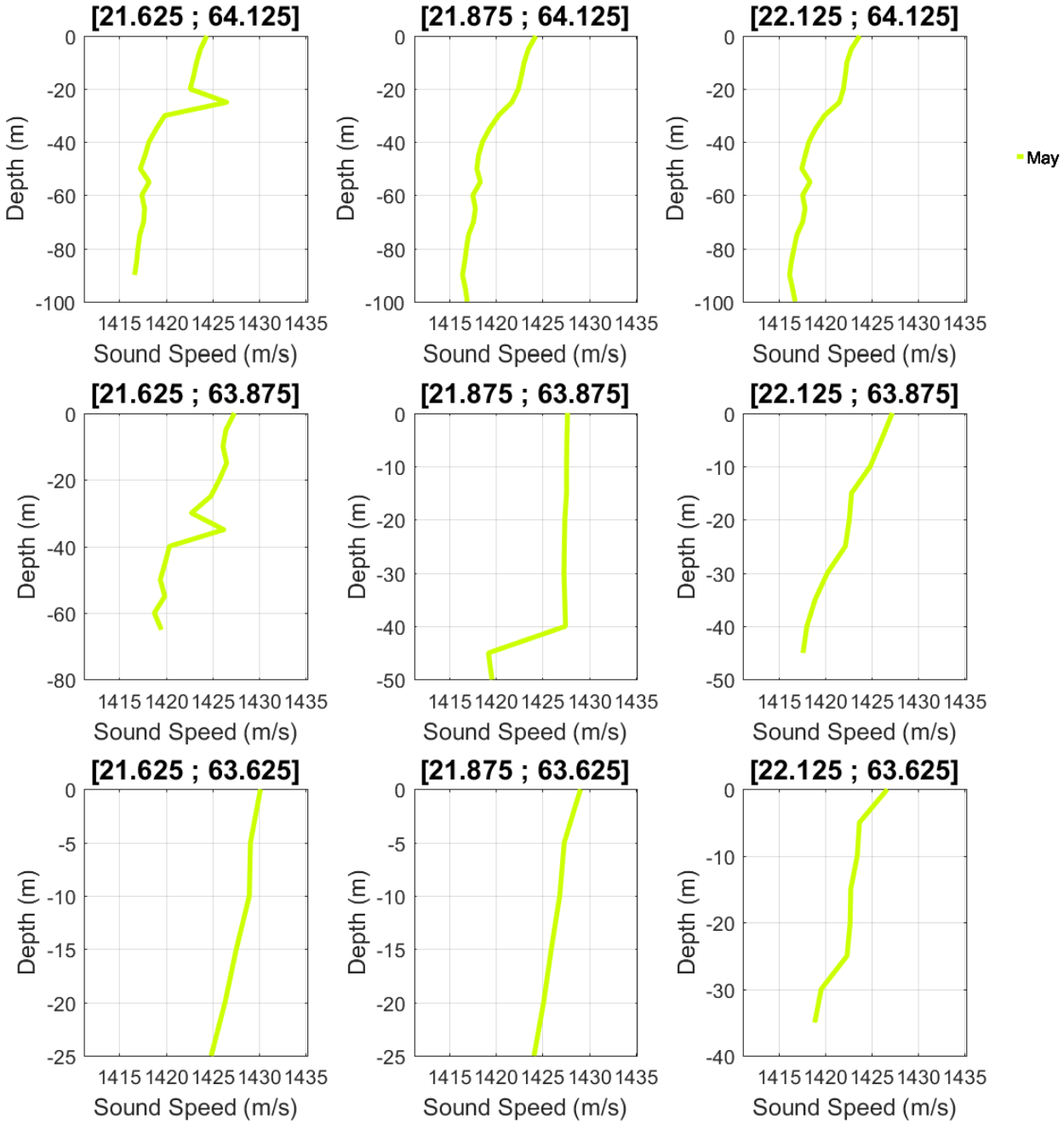


Figure 7.9: Sound speed profile for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

7.2.1.4. *Salinity profile*

Figure 7.10 shows the extracted salinity profiles at the available positions. Note that the layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically. Figure 7.11 shows the salinity profiles for May which was identified as the "worst case" month, according to the sound speed profiles, within the intended time frame for the activities.

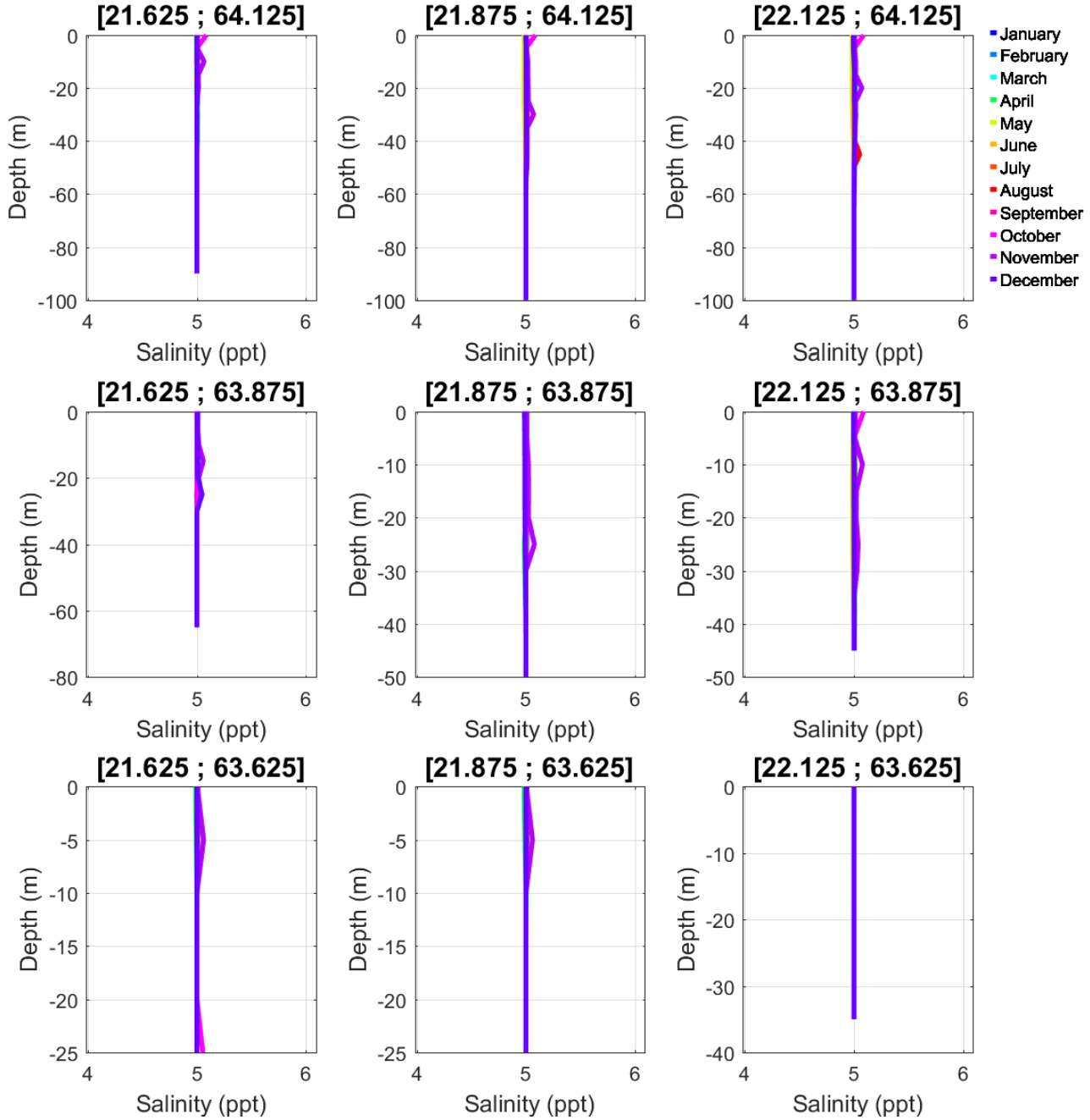


Figure 7.10: Salinity profiles for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

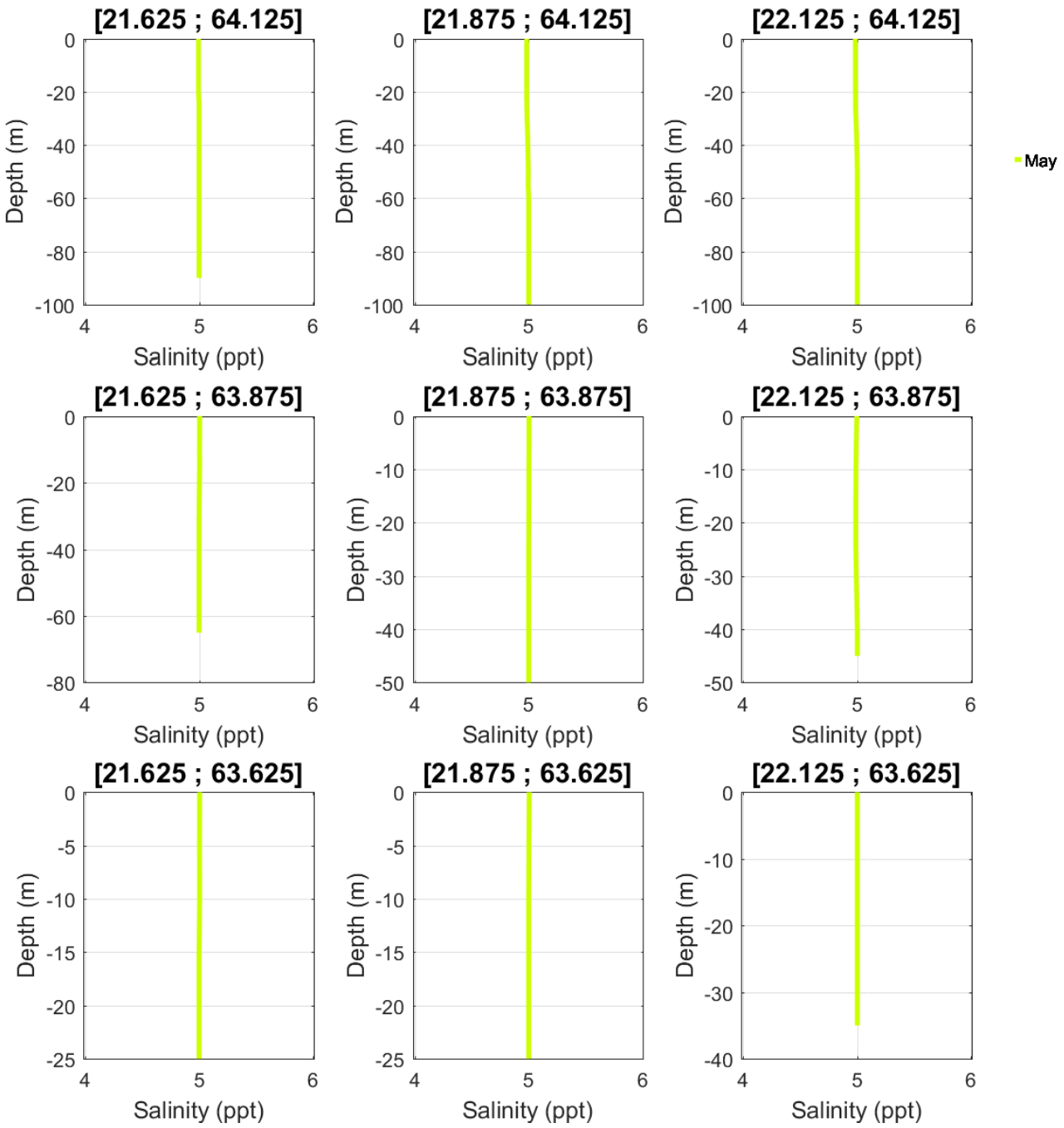


Figure 7.11: Salinity profiles for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

7.2.1.5. *Temperature profile*

Figure 7.12 shows the extracted temperature profiles at the available positions. Note that the layout of the sound speed profiles indicates their respective position geographically. Figure 7.13 shows the temperature profiles for May which was identified as the "worst case" month, according to the sound speed profiles, within the intended time frame for the activities.

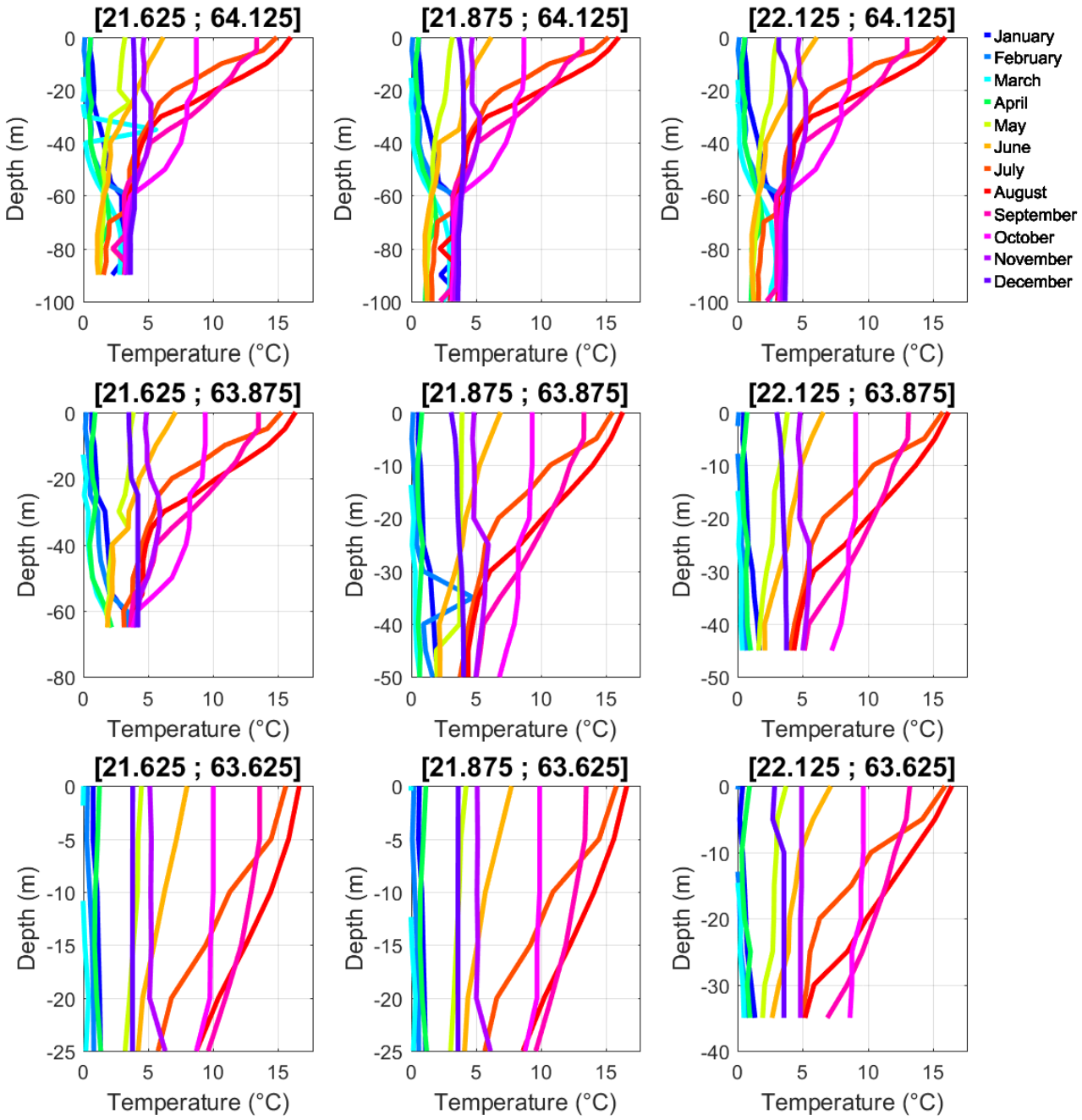


Figure 7.12: Temperature profiles for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

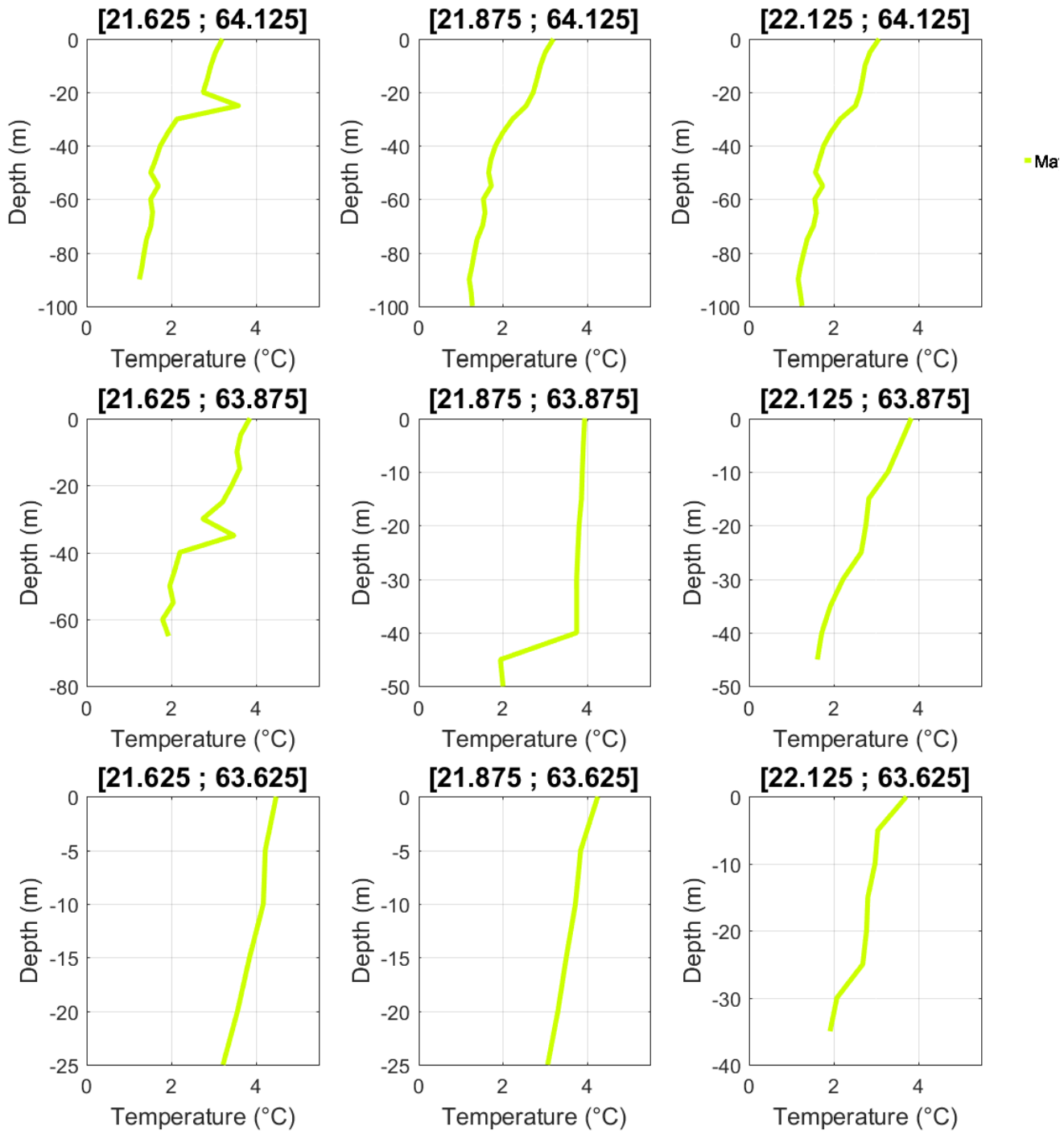


Figure 7.13: Temperature profiles for the worst-case month of May for the project area and surroundings.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

8. Pile driving underwater sound propagation results

For both the monopile and jacket foundation scenarios, impact ranges were calculated to the relevant marine mammal and fish threshold criteria.

DTT for PTS, TTS and Injury describe the minimum distance from the source, a marine mammal or fish must at least be deterred to, prior to onset of pile driving, in order to avoid the respective impact. It therefore does not represent a specific measurable sound level, but rather a safe starting distance.

The DTT for behaviour, on the other hand, describes the specific distance, up to which, the behavioural response is likely to occur, when maximum hammer energy is applied to a pile strike. It should be noted, that for pile strikes not at full hammer energy, the impact distance will be shorter.

Section 8.1 and section 8.2 shows the calculated DTT for fish and earless seals, respectively.

8.1. Mitigated threshold distances for fish

For calculating the DTT for TTS and Injury in regard to fish the cumulative 24 hour modelling was used. This is represented by the thresholds:

- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 186\ \mathrm{dB\ re\ 1\ \mu Pa^2 s}$ for TTS,
- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 204\ \mathrm{dB\ re\ 1\ \mu Pa^2 s}$ for injury,
- $L_{E,cum,24h,unweighted} = 207\ \mathrm{dB\ re\ 1\ \mu Pa^2 s}$. for injury in Larvae and eggs.

8.1.1. 18 m diameter monopile foundation

Table 8.1: Threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	975 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	525 m	15.2 km	11.5 km	7.8 km	6.9 km
2	1100 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	650 m	17.9 km	14.3 km	10.4 km	9.4 km
3	875 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	525 m	13.9 km	10.4 km	6.7 km	5.9 km

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

8.1.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile

Table 8.2: Threshold impact distances for fish using DBBC mitigation effect on a Jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)								
	Injury (r_{injury})					TTS (r_{TTS})			
	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring	Larvae and eggs	Stationary fish	Juvenile Cod	Adult Cod	Herring
1	700 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	400 m	10.9 km	2.1 km	< 200 m	< 200 m
2	775 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	475 m	13.1 km	3.5 km	250 m	< 200 m
3	625 m	< 100 m	< 100 m	< 100 m	375 m	10 km	1.8 km	< 200 m	< 200 m

8.2. Mitigated threshold distances for marine mammals

For calculating the DTT for TTS and PTS in regard to earless seals the cumulative 24 hour modelling was used.

The following thresholds apply:

- $L_{E,cum,24h,PCW} = 170\ \text{dB re 1 µPa}^2\text{s}$ for TTS,
- $L_{E,cum,24h,PCW} = 185\ \text{dB re 1 µPa}^2\text{s}$ for PTS.
- $L_{p,rms,125ms,VHF} = 103\ \text{dB re 1 µPa}$ for avoidance behaviour.

8.2.1. 18 m diameter monopile foundation

Table 8.3: Resulting threshold impact distances for earless seals using DBBC mitigation effect on an 18 m monopile for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (18 m monopile + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	7.35 km
2	< 100 m	< 200 m	6 km
3	< 100 m	< 200 m	5.95 km

8.2.2. Jacket foundation with 4x 8 m pin pile

Table 8.4: Resulting threshold impact distances for marine mammals using DBBC mitigation effect on a jacket foundation with 4x 8 m pin piles for the worst-case month of May.

Position	Distance-to-threshold (Jacket foundation with 4x 8 m pin piles + DBBC mitigation effect)		
	PTS (r_{PTS})	TTS (r_{TTS})	Avoidance (r_{behav})
1	< 100 m	< 200 m	7.45 km
2	< 100 m	< 200 m	6.05 km
3	< 100 m	< 200 m	6.05 km

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

8.3. Mitigated area of effect for earless seal avoidance behaviour

In addition to the DTT values, the total area affected from a single pile strike at maximum hammer energy has been calculated for the earless seal behaviour threshold. See Table 8.5. It should be noted that this area effect only applies to pile strikes of maximum hammer energy. For the most part of a pile installation, hammer energy, and thereby affected area, is significantly lower.

Table 8.5: Area affected for impact threshold criteria for earless seal (behaviour) for a pile strike at maximum hammer energy for the worst case month of May.

Position	Affected area (Avoidance behaviour in earless seal) [km²]	
	18 m monopile + DBBC	Jacket with 4x 8 m pin piles + DBBC
1	119	122
2	81	82
3	61	63

8.4. Underwater noise contour map for earless seal behaviour threshold

Underwater noise contour maps for position 1 for earless seal avoidance behaviour criteria are shown in Figure 8.1 - Figure 8.2 for each of the foundation scenarios. Affected area is also illustrated in the figures. Maps for position 2 and 3 are attached in Appendix .

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

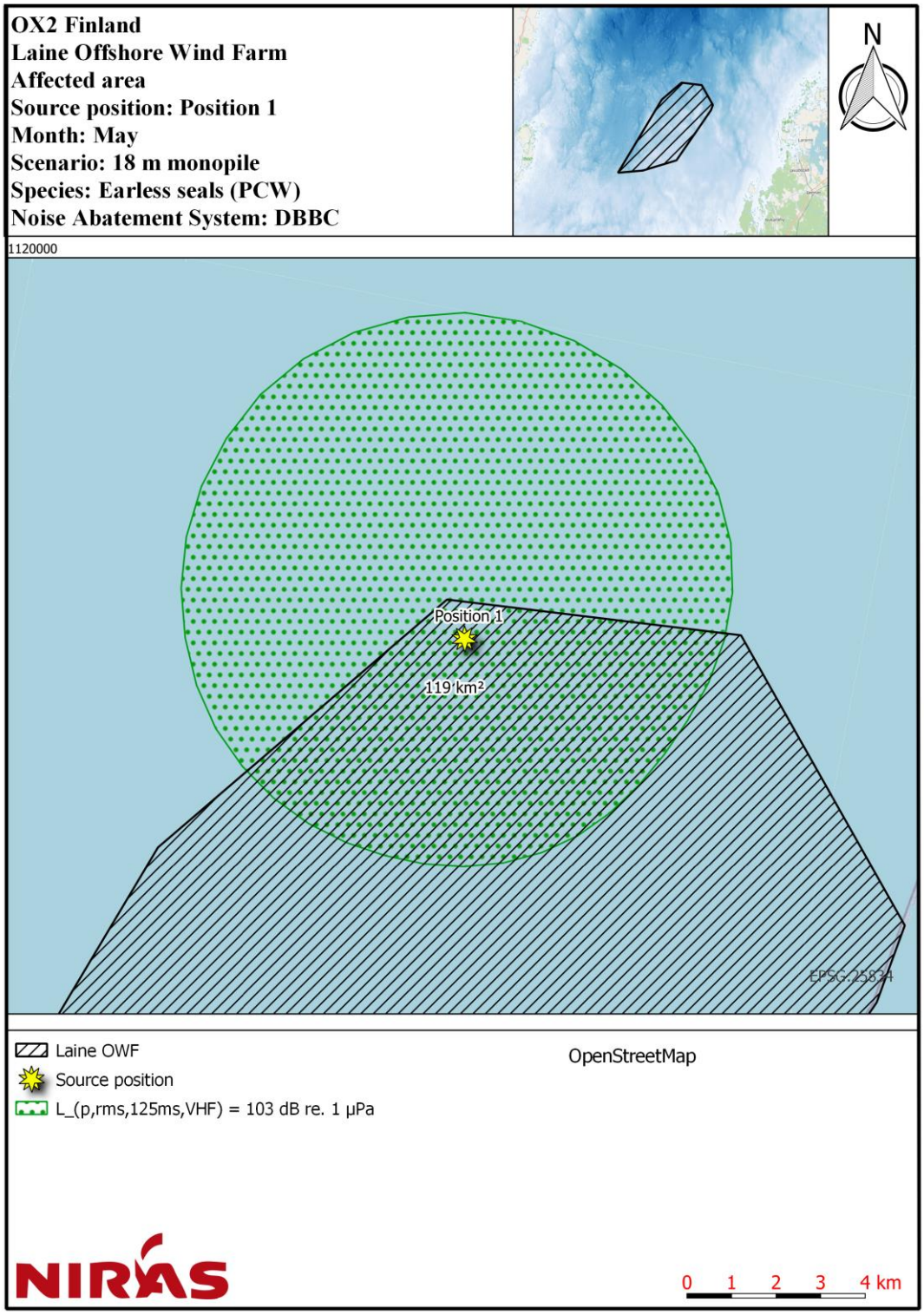


Figure 8.1: Noise contour map for position 1, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

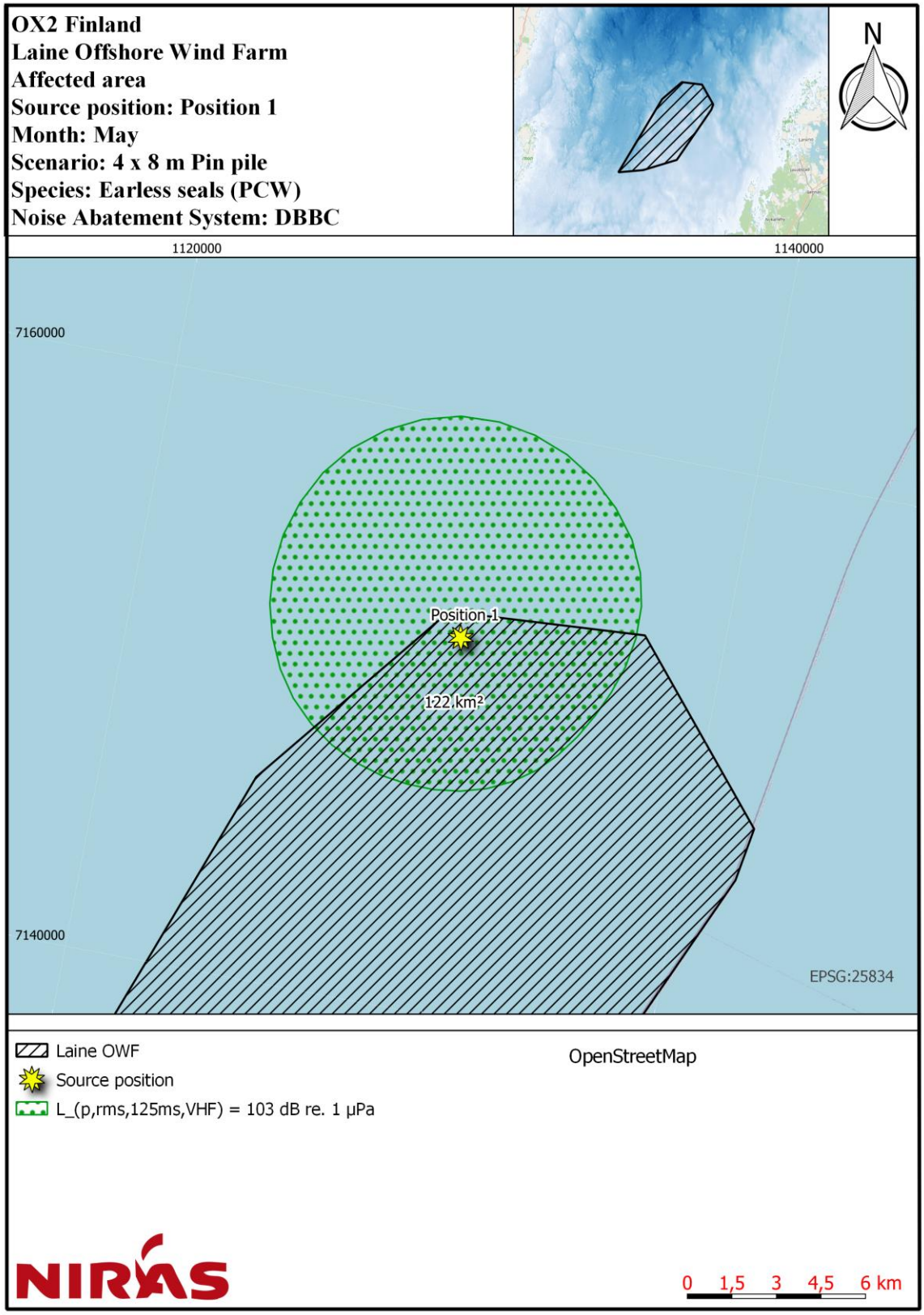


Figure 8.2: Noise contour map for position 1, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior in earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

9. Uncertainties for pile driving noise prognosis

In this section, a discussion of the prognosis uncertainties is provided, divided into the categories: Source characteristics, environmental parameters, and mitigation effect.

The prognosis assumes a worst case scenario of an 18 m diameter monopile, and for a jacket foundation with 4 x 8 m diameter pin piles, while the project may in reality be completed using piles of a smaller diameter. An uncertainty of absolute source level is therefore present in the model. As explained in detail in section 6.1.1.1, literature reviews of previous installations show significant variations in not only source level, but also in frequency spectrum. An unweighted uncertainty of up to ±5 dB is indicated in (Bellmann, et al., 2020), however with largest uncertainties for small pile diameters, and lower deviations from the average for larger pile sizes. Following this pattern, a ±5 dB uncertainty appears conservative for the monopile scenario, and suitable for the jacket foundation scenario. Due to the significant extrapolation with regards to the monopile diameter, it can however not be ruled out, that deviations from this might occur.

Uncertainties in the environmental parameters primarily relate to the topsoil sediment properties, and changes in the bathymetry from what is included in the model. Also the actual sound speed profile, temperature and salinity during installation will be a contributing factor. The prognosis has assumed worst-case conditions for environmental parameters, based on currently available historical information and it is therefore considered more likely than not, that the environmental conditions in the model result in a conservative prognosis. Furthermore, the sound propagation model assumes calm waters, meaning very little backscatter from the air-water interface, thus understating the losses when the sea state is higher.

Mitigation effects used in these calculations are based on a literature review by (Bellmann, et al., 2020), which is the largest publicly available collection of mitigation effectiveness of noise mitigation systems to date. It must however be noted, that mitigation effectiveness was not evaluated on a project-by-project basis, detailing the specific environmental and source conditions for each dataset, but rather with focus on the mitigation effect of different types of mitigation systems. The resulting mitigation effectiveness of such systems should therefore be considered with a degree of caution, and prone to deviations for any future application. For bubble curtain systems, differences in air pressure, hole/nozzle size, distance from pile, sediment vibration transmission properties and sea currents will also play a role in mitigation effect achievable for any given project and pile installation.

While a DBBC equivalent mitigation effect were applied in this prognosis, for monopile and jacket foundation, it should be noted, that a detailed calculation should be made for the actual mitigation solution to be used, for the actual pile installation to be performed.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

10. Underwater noise evaluation for operation phase

Underwater noise from offshore wind turbines comes primarily from two sources: mechanical vibrations in the nacelle (gearbox etc.), which are transmitted through the tower and radiated into the surrounding water; and underwater radiated noise from the service boats in the wind farm. In a review by Tougaard (2020), measurements of underwater noise from existing operational wind turbines are presented, whereby measured underwater noise levels are evaluated as a function of wind speed and turbine size. For monopiles, the review considers measurements from 0.55 MW – 3.6 MW turbines. For other foundation types (GBF, jacket and tripod), only singular measurements are available. Since the underwater noise radiated during operation will depend on the radiating structure (the foundation), its shape, material and size will matter. The turbine technologies (direct drive vs. gear box), will also have an impact on the radiated operational underwater noise. However, the limited available operational noise data does not allow for such differences to be resolved. The trendline proposed in Tougaard (2020), not taking foundation type or size into account, is therefore considered with caution (Figure 10.1). The trend line shows a size dependency, with source level increasing by a factor of 14 dB per factor 10 in turbine nominal capacity (Tougaard, et al., 2020).

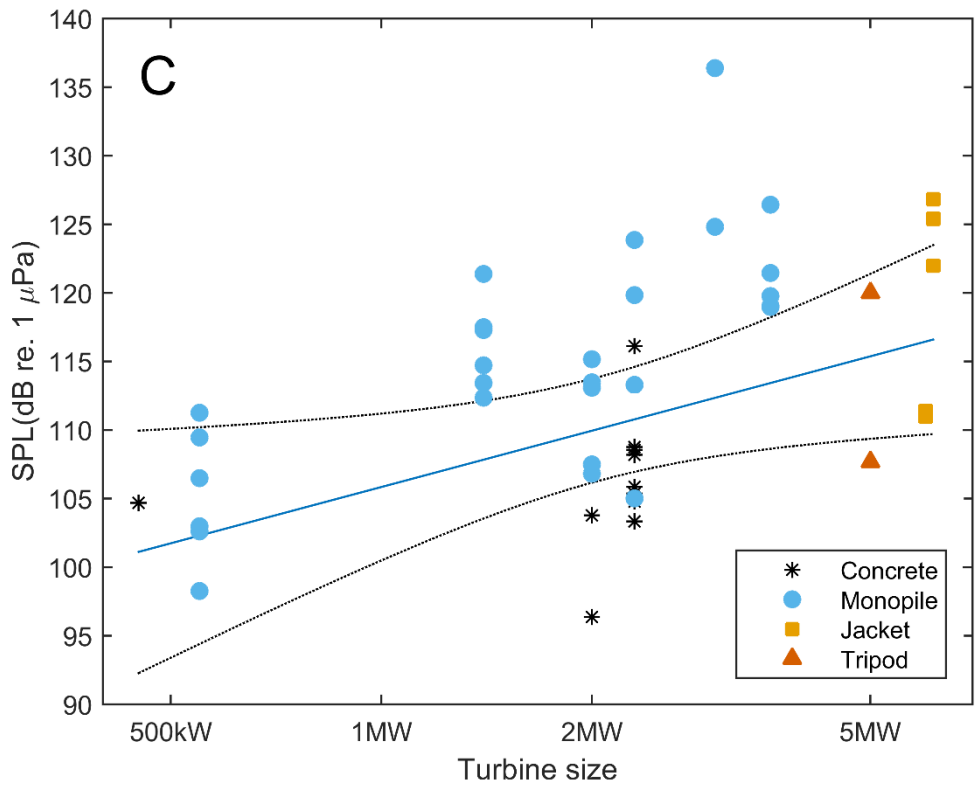


Figure 10.1: Relationship between measured broadband underwater noise and turbine size compiled from available literature sources. Measurements have been normalized to a distance of 100 m from the turbine foundation and a wind speed of 10 m/s. From (Tougaard, et al., 2020).

There is a strong dependency between wind speeds and radiated noise levels (Figure 10.2). At the lowest wind speeds, below the cut-in, there is no noise from the turbine. Above cut-in, there is a pronounced increase in the noise level with increasing wind speed, until the noise peaks when nominal capacity is reached in output from the turbine. Above this point, there is no further increase with wind speed and perhaps even a slight decrease.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

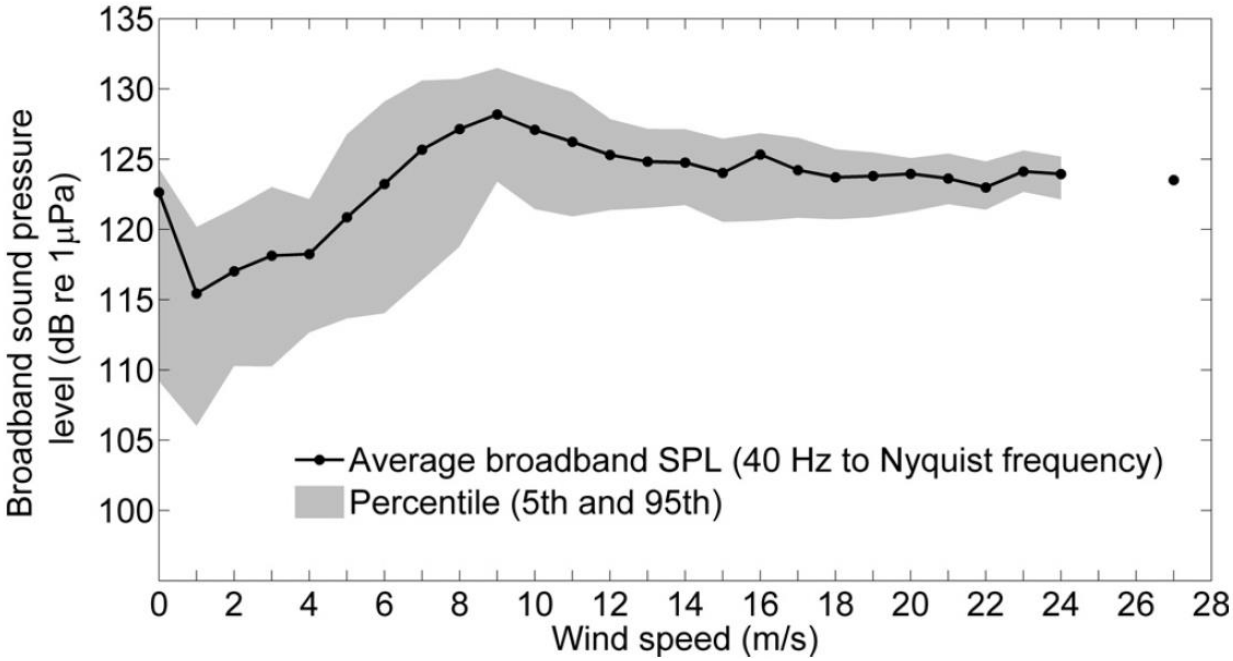


Figure 10.2: Relationship between wind speed and broadband noise level, measured about 50 m from the turbine (3.6 MW Siemens turbine at Sheringham Shoal). Maximum production of the turbine is reached at about 10 m/s, above which the production is constant. Figure from (Pangerc, et al., 2016).

All measurements of turbine underwater noise show the noise to be entirely confined to low frequencies, below a few kHz and with peak energy in the low hundreds of Hz. One spectrum of a typical mid-sized turbine is shown in Figure 10.3, where pronounced peaks are visible in the spectrum in the 160 Hz and 320 Hz, 10 Hz bands.

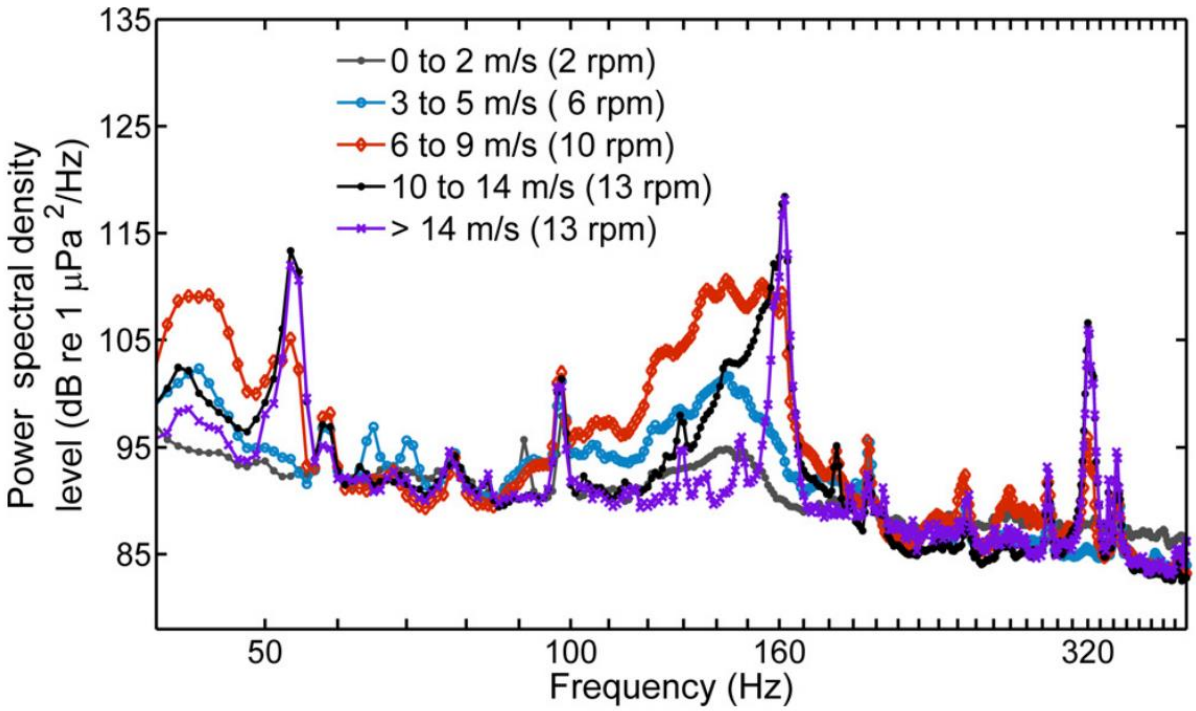


Figure 10.3: Example of frequency spectra from a medium sized turbine (3.6 MW, Gunfleet Sands) at different wind speeds. Levels are given in 10 Hz intervals. Measurements were obtained about 50 m from the turbine. Measurements from (Pangerc, et al., 2016).

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Despite the inherent uncertainties with respect to type and size of turbines to be used in the project it is considered likely that the turbine noise will be comparable to what has been measured from other turbines. However, it should be considered with caution. Based on the data in Figure 10.1, a number of observations should be mentioned. First and foremost, significant variation in measured sound levels for individual turbine sizes on same foundation type, up to 20 dB is noticed. Second, the trendline (blue) representing the best fit of all data points, is not assessed to provide an accurate fit for any given turbine size. This presents a challenge in terms of reliably predicting source levels within the covered turbine size range in Figure 10.1 (0.4 MW – 6.15 MW), and to an even greater extent for turbine sizes outside this range. For Laine OWF, turbine sizes are expected to have a size of 15 MW – 25 MW. This would represent a 5 – 7 fold increase compared to the available empirical data for monopiles. Given the uncertainties present in the empirical data, any extrapolation of such magnitude is considered to be provide a very uncertain source level prediction.

An additional source of uncertainty in prediction is the type of turbine. All but one of the turbines, from which measurements are available, are types with gearbox, a main source of the radiated noise. Only one measurement is available for a turbine with a direct drive (Haliade 150, 6 MW) (Elliott, et al., 2019), which is a type increasingly being installed in new projects. The limited data suggests that noise levels from the direct drive turbine are more broadband in nature than from types with gear box.

For comparison, in a review by Bellmann et. al (2020), a study of underwater noise emission from pile driving activities of different pile sizes was presented, see Figure 6.1. The relationship between measured sound level at 750 m and the foundation pile diameter, for piles 1 m – 8 m diameter, showed a clear trendline (blue). This was used in the pile driving prognosis to extrapolate the source level of the 18 m diameter monopile foundation, as well as interpolate it for the 8 m pin piles.

For the monopiles, this corresponded to an extrapolation factor ~2, for the available empirical data, and for the 8 m pin piles, this was covered within the available data range. Examining the lower half of the empirical data however reveals a significant variation in measured levels. Had a trendline been established for the data points spanning 0.5 – 4 m pile diameter, an extrapolation to 18 m diameter monopiles would have been connected with a significant degree of uncertainty, and would likely have indicated a steeper trendline, resulting in a higher extrapolated source level estimate for larger pile sizes.

It is assessed to be highly likely, that this is currently the case for operational underwater noise. The data set used to establish a trend, is very limited, and will potentially result in significant errors that scale in size, with the degree of extrapolation.

Despite all of the above mentioned uncertainties, a calculation for PTS, TTS and behaviour reaction threshold criteria is carried out below, based on the blue trendline in Figure 6.1 as well as the scaling and frequency considerations presented in (Tougaard, et al., 2020). It should be kept in mind, that there are significant uncertainties with the estimated impact range due to the lack of scientific data supporting such a calculation.

For a 25 MW turbine, the sound level at 100 m, would be $SPL_{rms} = 125.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$, based on the extrapolation of the blue trendline. The primary frequency would be ~160 Hz, with secondary frequency at 320 Hz, approximately 10 dB below the primary (Tougaard, et al., 2020).

A conservative approach would set the unweighted 160 Hz level to $SPL_{rms} = 125.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$ and for 320 Hz, $SPL_{rms} = 115.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$.

Seals however are not equally good at hearing all frequencies. As described in further detail in section 4.4, frequency weighting functions are used to more accurately predict impact ranges for the individual species. For seal, the

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

frequency weighting for Phocid Carnivores in Water (PCW) is used. In Figure 4.2, the frequency dependent correction values are listed, from which the following correction values (number of dB to be subtracted from unweighted levels) can be observed for seal.

- -20 dB at 160 Hz, and
- -15 dB at 320 Hz.

The sound levels, as experienced by seal, from a single turbine in operation would therefore amount to:

- @160Hz, 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 105.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$
- @320Hz, 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 100.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$
- "Broadband", 100 m distance: $SPL_{rms,PW} = 106.4\ dB\ re\ 1\mu Pa$

For seal, no behaviour threshold is currently supported by literature, and it is therefore not possible to compare the sound level at 100 m with a behavioural threshold.

Calculating the cumulative noise dose for a seal located at a constant distance of 100 m from a turbine foundation within the wind farm area, over a 24 hour period, would result in cumulative sound exposure level, $SEL_{cum,24h,PCW} = 116.4 + 10 \cdot log_{10}(86400) \cong 155.4\ dB\ re.1\mu Pa^2 s$. Given a threshold criteria for onset of TTS in seal for continuous noise of $SEL_{cum,24h,PW} = 183\ dB\ re.1\mu Pa^2 s$, the impact over a 24 hour duration is 27.6 dB lower than the TTS onset criteria. With a 27.6 dB margin to the TTS threshold criteria, auditory injures are unlikely to occur.

Most fish detect sound from the infrasonic frequency range (<20 Hz) up to a few hundred Hz (e.g. Salmon, dab and cod) whereas other fish species with gas-filled structures in connection with the inner ear (e.g. herring) detect sounds up to a few kHz. The main frequency hearing range for fish is therefore overlapping with the frequencies, produces by operational wind turbines (below a few hundred Hz). There are no studies defining fish behavioural response threshold for continuous noise sources, and the scientific data addressing TTS from such noise sources is very limited. The only studies providing a TTS threshold value for fish is from experiments with goldfish. Goldfish is a freshwater hearing specialist with the most sensitive hearing in any fish species. In the project area for Laine OWF, the most common fish species are herring followed by sculpins, smelt, ruffe and whitefish (NIRAS, 2023). All of these species have a less sensitive hearing, compared to the goldfish (Popper, et al., 2014), and using threshold for goldfish will lead to an overestimation of the impact. Empirical data for several of the fish species without a connection between the inner ear and the gas-filled swim bladder showed no TTS in responses to long term continuous noise exposure (Popper, et al., 2014). In a study by Wysocki et al. (2007), rainbow trout exposed to increased continuous noise (up to 150 dB re 1 µPa rms) for nine months in an aquaculture facility, showed no hearing loss nor any negative health effect. Therefore, it is assessed that TTS is unlikely to occur as a result of an operational offshore wind farm.

In summary, the underwater noise emission from operational wind turbines, depends on the turbine size, wind speed and whether it has a gearbox or is gearless (direct drive). While available literature indicates a correlation between turbine size and underwater noise levels, the available dataset is limited to 6.15 MW turbines, and shows significant variance in reported noise levels for the same turbine size. Extrapolation of the reported trend, to be used in assessing the underwater noise emission from future turbines of 15 - 25 MW, should therefore be used with caution.

10.1. Noise from service boats

In addition to the noise from the turbines themselves, the service boats and vessels within offshore wind farms are likely to be a source of underwater noise during the operational phase of the wind farm. However, the levels and temporal statistics of this noise source has not yet been sufficiently quantified or described. Without dedicated studies it is therefore not possible to quantify the contribution of service boats to the noise in the wind farm.
It is expected that both small and fast boats as well as larger, slower moving vessels will be used. Underwater noise from smaller boats has a noise level ranging 130-160 dB re 1 µPa@1meter (Erbe, 2013; Erbe, et al., 2016), while the

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

underwater noise levels from larger vessels is up to 200 dB re 1 µPa@1 meter (Erbe & Farmer, 2000; Simard, et al., 2016; Gassmann, et al., 2017). Source levels may vary by 20-40 dB within a ship class due to variability in design, maintenance, and operation parameters such as speed (Simard, et al., 2016; Erbe, et al., 2019). Furthermore the underwater noise levels increase when the ship is maneuvered, such as when the ship goes astern, or thrusters are used to hold the ship at a certain position (Thiele, 1988). Ship noise contribute to the ambient underwater noise level from frequencies as low as 10 Hz to as high as several kHz, depending on ship size and speed (Haver, et al., 2021).

Laine OWF area is located in an area with ship traffic (Figure 5.5) and the area is therefore expected already to be dominated by low-frequency ship noise. Based on data from the BIAS-project, the underwater noise level measured in the 63 and 125 Hz frequency band (indicators of ship noise) is modelled to be in the range of 80 - 100 dB re 1uPa for both frequencies in the project area for Laine OWF (50 % of the time) (see Figure 5.1 - Figure 5.4). It is clear that underwater noise from vessels in the nearby shipping lanes, influence the OWF area.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

11. Bibliography

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 et al., 2017. *A Framework for regulating underwater noise during pile driving.* Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency .

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.

Band, B. et al., 2016. *Refining Estimates of Collision Risk for Harbour Seals and Tidal Turbines.* s.l.:s.n.

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.

Bellmann, M. K. R. M. R. M. M. B. K. S. J. G. S. R. P., 2018. *Noise mitigation for large foundations (Monopile L & XL) - Technical options for complying with noise limits, Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines.*, Berlin: s.n.

Chapman, C. & Hawkins, A., 1973. A field study of hearing in the cod, Gadus morhua L.. *Journal of comparative physiology*, pp. 85: 147-167.

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.

EC Decision 2017/848, 2017. *laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters.* s.l.:s.n.

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, CLS, 2022. *EMODnet web portal (Human Activities, vessel density), Collecte Localisation Satellites (CLS).* [Online]
Available at: https://emodnet.ec.europa.eu/en/human-activities
[Accessed 14 06 2023].

EMODnet, 2021. [Online]
Available at: https://www.emodnet-bathymetry.eu/data-products
[Accessed 2021].

Energistyrelsen, 2022. *Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles.* s.l.:s.n.

Enger, P., 1967. Hearing in herring. *COmparative Biochemistry and physiology*, pp. 527-538.

Erbe, C., 2011. *Underwater Acoustics: Noise and the Effects on Marine Mammals.* s.l.:jasco.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Erbe, C., 2013. *Underwtaer noise of small personal watercrafts (jet skis).* s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 133, EL326-EL330..

Erbe, C. & Farmer, D., 2000. *Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea.* s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 108. 1332-1340.

Erbe, C. et al., 2016. *Underwater sound of rigid-hulled inflatable boats..* s.l.:The Journal of Acoustical Society of America. 139. EL223-EL227.

Erbe, C. et al., 2019. *The effectsof ship noise on marine mammals - a review.* s.l.:Frontiers in Marine Ecology. Vol 6. Artikel 606.

Fay et al. , 1999. s.l.:s.n.

Gassmann, M., Wiggins, S. & Hildebrand, J., 2017. *Deep-water measurements of container ship radiated noise signatures and directionality.* s.l.:The journal of the Acoustical Society of America 105:2493-2498..

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.

Haver, S. M. et al., 2021. *Large vessel activity and low-frequency underwater sound benchmarks in United States waters.* s.l.:s.n.

ICES, 2014. *ICES Continuous Underwater Noise dataset,* Copenhagen: s.n.

ICES, 2018. *ICES Continuous Underwater Noise dataset,* Copenhagen: s.n.

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.

Karlsen, 1992. *Infrasound sensitivity in the plaice (Pleuronectes platessa) Vol. 171, pp 173-187.* s.l.:J. Exp. Biology .

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

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

Neo et. al., 2014. *Temporal structure of sound affects behvioral recovery from noise impact in European seabass.* s.l.:Biological Conservation 178:65-73.

NIRAS, 2023. *Laine OWF. Underwater noise impact assessment - fish and marine mammals.* s.l.:s.n.

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.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

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

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 et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI.* s.l.:Springer.

Popper, A. et al., 2014. *Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles.* s.l.:ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI.

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.

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..* s.l.: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.

Richardson, W., Malme, C., Green, C. R. & Thomson, D., 1995. *Marine Mammales and noise.* San Diego, California, USA: Academic Press.

Russell, D. et al., 2016. *Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities.* s.l.:Journal of Applied Ecology, 53, 1642-1652.

Sand, O. & Karlsen, H., 2000. Detection of infrasound and linear acceleration in fishes. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences,* pp. 355(1401):1295-8.

Simard, Y., Roy, N., Gervaise, C. & Giard, S., 2016. *Analysis and modeling of 225 source levels of merchant ships from an acoustic observatory along St. LAwrence Seaway.* s.l.:The Journal of the Acoustic Society of America. 140. 2002-2018.

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.

Thiele, L., 1988. *Underwater noise study from the icebreaker "John A. MacDonald"..* s.l.:Ødegaard & Danneskiold-Samsøe ApS. Report 85.133.

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.

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

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

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.

Wysocki, L., Davidson, J. I. & Smith, M., 2007. *Effects of aquaculture production noise on hearing, growth, and disease resistance of rainbow trout Oncorhynchus mykiss.*. s.l.:Aquaculture 272:687–697..

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

Appendix 1

Underwater noise maps for seal behavior threshold

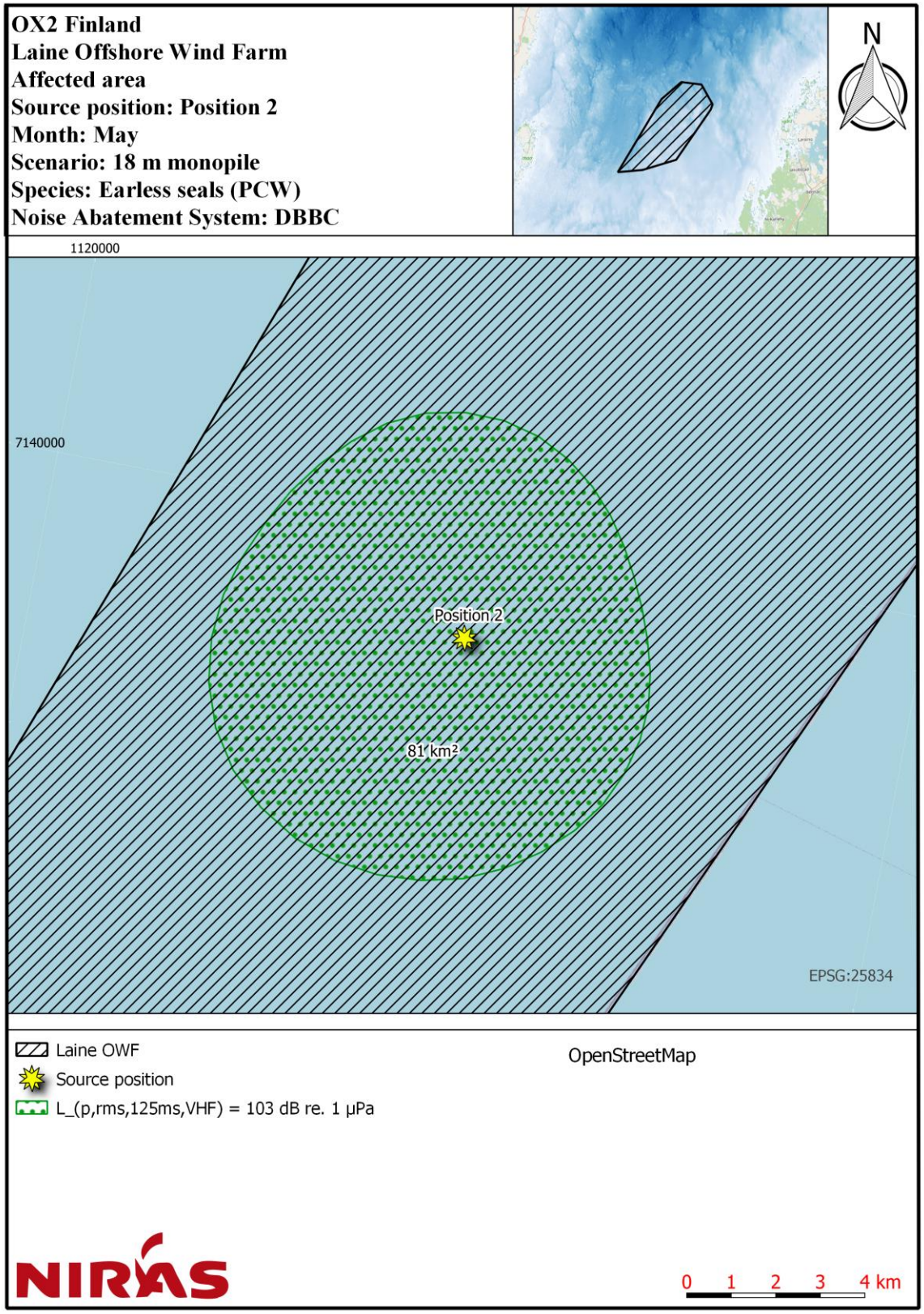


Figure 11.1: Noise contour map for position 2, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

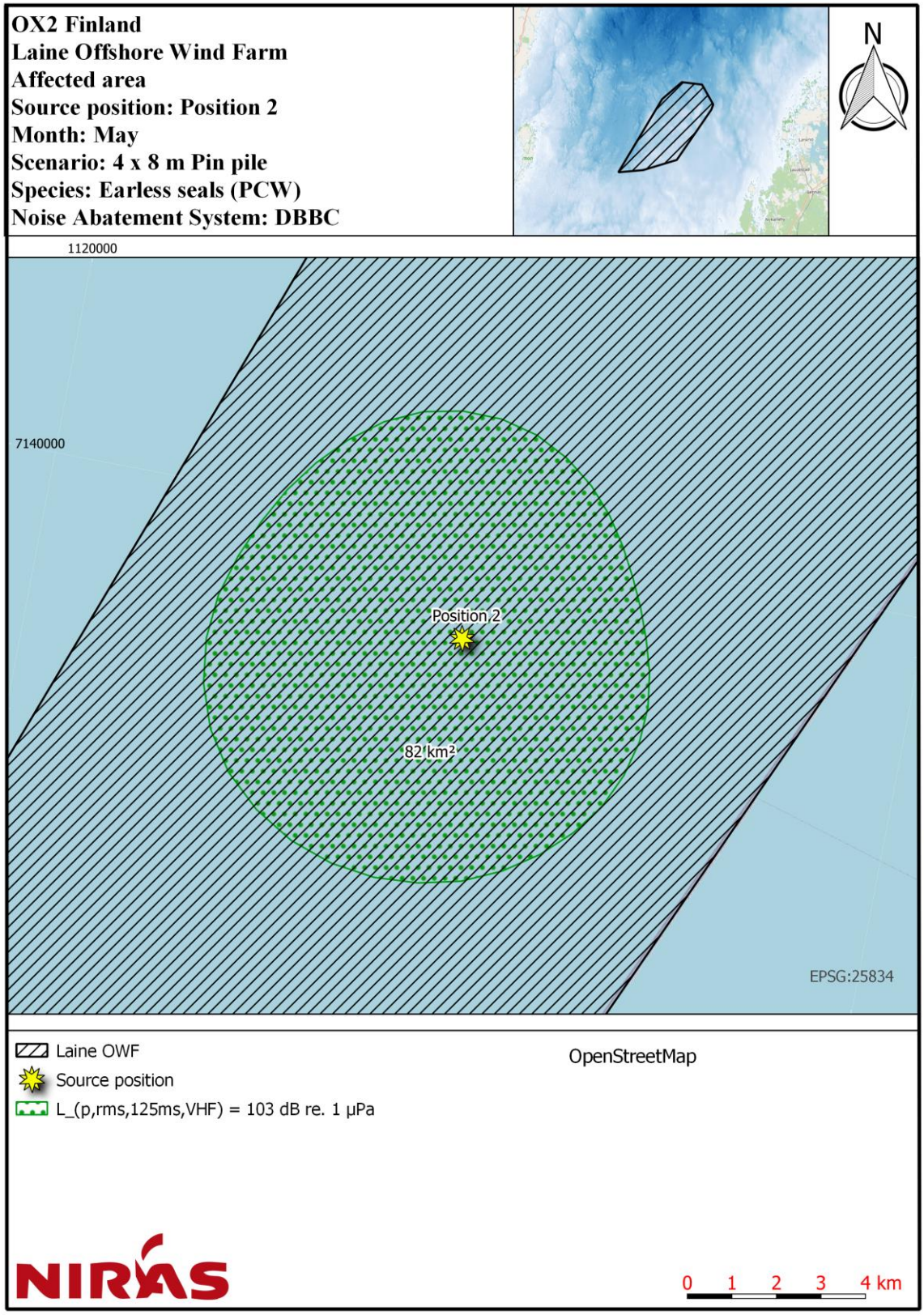


Figure 11.2: Noise contour map for position 2, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

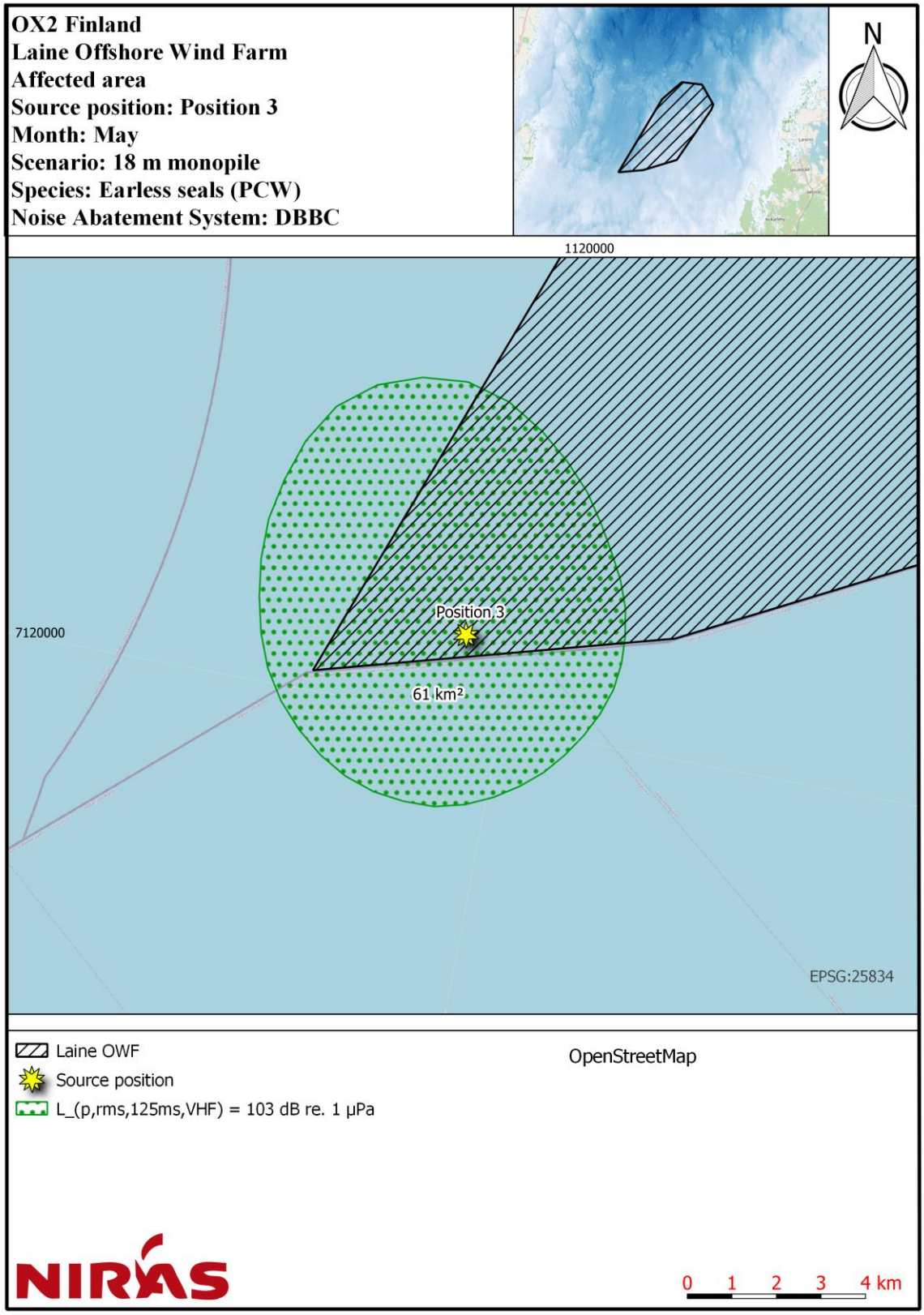


Figure 11.3: Noise contour map for position 3, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behaviour in earless seal, for 18 m monopile with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.

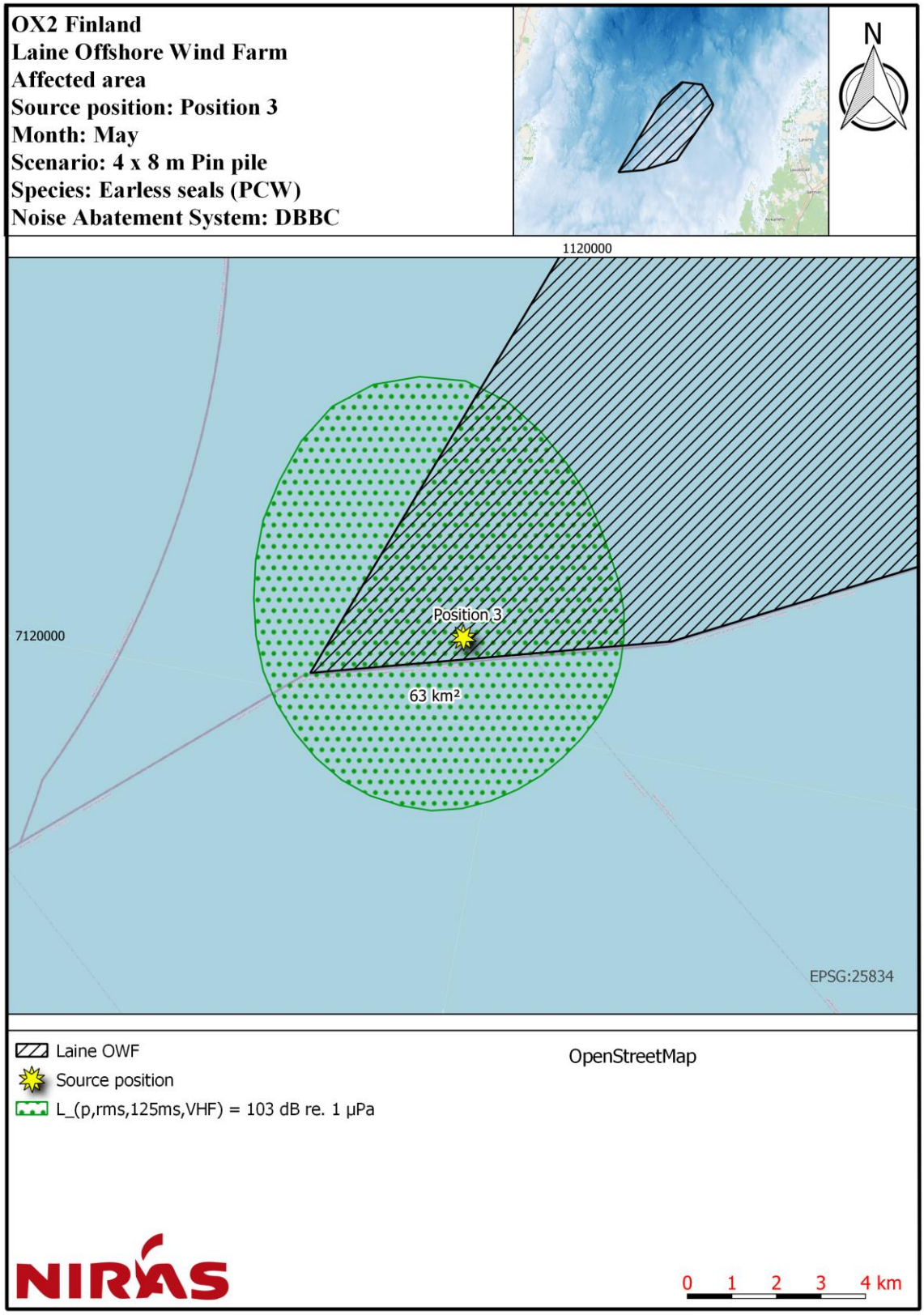


Figure 11.4: Noise contour map for position 3, showing the Distance-To-Threshold for avoidance behavior in earless seal, for jacket foundation with 4x 8 m pin piles with DBBC mitigation effect.

©Laine Offshore Wind Oy. All rights reserved.