

Intended for
Heidelberg Materials

Document type
Modelling report

Date
September 2023
Reviderad april 2024

Utbyggnad av Heidelberg Materials hamn m.m. i Slite

Modellering av undervattensljud

Utbyggnad av Heidelberg Materials hamn m.m. i Slite

Modellering av undervattensljud

Project name **Slite CCS Underwater noise modelling**
Project no. **1100055323**
Recipient **Heidelberg Materials**
Document type **Modelling report**
Version **1.0**
Date **30 September, 2023, reviderad april 2024**
Prepared by **Andreas Nielsen**
Translated by **Emma Hällqvist (Original language; English)**
Checked by **Christopher McKenzie**
Approved by
Description **This study is an underwater noise propagation modelling for the life cycle phases of the proposed harbor expansion**

Rambøll
Englandsgade 25
DK-5100 Odense C

T +45 5161 1000

Confidential

Innehållsförteckning

1.	Sammanfattning	3
1.1	Sammanfattning av resultat	3
1.1.1	Tumlare	3
1.1.2	Säl	3
1.1.3	Fisk och fisklarver	4
2.	Inledning	4
3.	Projektbeskrivning	5
4.	Undervattensljud	6
5.	Ljudspridningsmodell för undervattensljud	7
6.	Bakgrund för konsekvensbeskrivning av undervattensljud	8
6.1	Marina däggdjur	8
6.1.1	Audionoma viktningsfunktioner för marina däggdjur	9
6.1.2	Ljudkällors egenskaper	9
6.2	Kriterier för tumlare	9
6.3	Kriterier för säl	10
6.4	Kriterier för fisk	10
6.5	Nivåer av bakgrundsljud från sjöfartstrafik	11
7.	Indata för undervattenljudsmodelleringen	12
7.1	Ljudkällor för impulsivt ljud	13
7.2	Bullerreducerande åtgärder	15
7.3	Ljudkällor för kontinuerligt ljud	16
8.	Indata för geoakustisk modellering	19
8.1	Batymetri	19
8.2	Geoakustiska förhållanden	19
8.3	Ljudhastighetsprofiler och vattenförhållanden	19
9.	Resultat	20
9.1	Tumlare - Påverkansavstånd	22
9.2	Sälar - Påverkansavstånd	23
9.3	Fisk - Påverkansavstånd	24
9.4	Analys av ökad pålningsdiameter	26
10.	Slutsatser	26
10.1	Tumlare	26
10.1.1	Anläggningsfas	26
10.1.2	Driftsfas	27
10.2	Sälar	27
10.2.1	Anläggningsfas	27
10.2.2	Driftsfas	27
10.3	Fisk och fisklarver	27
10.3.1	Anläggningsfasen	27
10.3.2	Driftsfas	27
10.4	Analys av ökad pålningsdiameter	27
11.	Referenser	28

Termer och förkortningar

Enheter

$\mu\text{m/s}$ – mikrometer per sekund

μPa – mikropascal

dB – decibel

Hz – hertz

kHz – kilohertz

km – kilometer

m – meter

min – minut

mm – millimeter

MW – megawatt

Pa – pascal

s – sekund

Mått

TL – transmission loss (överföringsförlust)

SPL_{pk} – zero-to-peak sound pressure level (noll till topp ljudtrycksnivå)

SEL – sound exposure level (ljudexponeringsnivå)

SEL_{cum} – cumulative sound exposure level (kumulativ ljudexponeringsnivå)

SPL – continuous sound pressure level (kontinuerlig ljudtrycksnivå)

c – ljudhastighet

f – frekvens

Akustiska termer för bedömning

Påverkansavstånd – ett avstånd som utgår från en ljudkälla var inom en påverkan kan ske från en aktivitet

Receptor – en mottagare för ljudet (i detta fall tumlare, säl eller fisk) som kan komma att påverkas

Beteendepåverkan – där en beteendeförändring potentiellt kan ske

PTS – permanent threshold shift, tröskelvärde som kan ge en permanent hörselpåverkan

TTS – temporary threshold shift, tröskelvärde som kan ge en temporär hörselpåverkan

Engelska termer och förkortningar som förekommer

PTS – se ovan

TTS – se ovan

DBBC, double big dubbel curtain – "Stor dubbel bubbelgardin", är en bullerreducerande åtgärd där pålningen innesluts av slangar som ligger på havsbotten som avger luftbubblor som stiger till vattenytan.

Hydro sound damper-

TSHD, trailing suction hopper dredging – ett fartyg som kan suga upp havsbottenmaterial så som sand, lera och grus genom kraftfulla pumpar.

DP-vessel - Dynamic Positioning vessel – DP-fartyg, ett fartyg med ett dynamiskt positioneringssystem

Worst case scenario – värsta tänkbara scenario

Steady state – stationärt tillstånd, ett vanligt förekommande begrepp inom många fält som innebär att ett system eller en process befinner sig i ett stabilt tillstånd.

1. Sammanfattning

Heidelberg Materials planerar att genomföra en utbyggnation av cementfabrikens hamn i Slite på Gotland. Denna studie omfattar en modell för spridning av undervattensljud under den föreslagna utbyggnaden samt för undervattensljud från sjöfartstrafik under driftfasen. Modelleringsscenarier har definierats för att återspegla det faktiska projektet så bra som möjligt, med målet att fastställa förväntade ljudnivåer, för att kunna utföra konsekvensbedömningar för omkringliggande miljö. Modelleringen inkluderar både den kumulativa ljudexponeringsnivån (SELcum) och ljudexponeringsnivåerna (SEL). Med hjälp av jämförelser med kriterier från litteraturen har tabeller tagits fram, vilka sammanställer de maximala avstånden för olika typer av påverkan på tumlare, sälar och fiskar från de signifikanta bullerkällorna i avsnitt 7.

1.1 Sammanfattning av resultat

En sammanfattning av resultaten återges i tabell 1-1, tabell 1-2, tabell 1-3, och tabell 1-4. Tabellerna ger en generell översikt över potentiella maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt undervattensljud under sommar och vinter. Resultaten visar att det maximala avståndet för beteendepåverkan förekommer för tumlare från metoderna TSHD och pålning utan några bullerreducerande åtgärder så som DBBC. Påverkansavståndet för TTS är ganska litet för tumlare från pålning, men längre för fiskar och sälar. Inga PTS/dödliga skador uppstår till följd av några aktiviteter utöver pålning. Påverkansavstånd för PTS/dödliga skador är dock mycket korta och det skulle krävas att däggdjuren/fiskarna uppehåller sig i omedelbar närhet till ljudkällan under en längre tid för att skada kan uppstå, vilket är högst osannolikt eftersom djuren rör sig bort från höga ljudnivåer. När DBBC används vid pålning, minskar avståndet för beteendepåverkan med cirka 60 %. För detaljerade resultat se avsnitt 9.

Resultaten ovan har utgått från en påldiameter på 0,55 m. En känslighetsanalys har även gjorts för en påldiameter på 0,8 m, vilket medför att källnivån ökar. Resultaten visar att avstånd för beteendepåverkan ökar med en ungefärlig faktor på 1,3 till 1,75 för tumlare och sälar med eller utan DBBC. Påverkansavstånd avseende TTS- och PTS ökar för alla djur med en faktor på 2 till 3 utan DBBC, medan ingen förändring sker med skyddsåtgärden DBBC. För detaljerade uppgifter, se avsnitt 9.4.

1.1.1 Tumlare

Tabell 1-1. Sammanfattning av maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (PTS, TTS och beteendeförändring) för tumlare.

Aktivitet	PTS	TTS	Beteendeförändring
Pålning	5 m	95 m	2 km
Pålning + DBBC	0 m	5 m	640 m
Grävning / Grävskopa	0 m	0 m	1,1 km
TSHD	0 m	180 m	10,2 km
Fartygstrafik	0 m	0 m	280 m

1.1.2 Säl

Tabell 1-2. Sammanfattning av maximala påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (PTS, TTS och beteendeförändring) för sälar.

Aktivitet	PTS	TTS	Beteendeförändring
Pålning	5 m	510 m	900 m
Pålning + DBBC	0 m	0 m	215 m

Grävning / Grävskopa	0 m	0 m	N/A
TSHD	0 m	0 m	N/A
Fartygstrafik	0 m	0 m	N/A

1.1.3 Fisk och fisklarver

Tabell 1-3. Sammanfattning av maximalt påverkansavstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (dödliga skador, återhämtningsbara skador och TTS) för fisk.

Aktivitet	Dödlig skada	Återhämtningsbar skada	TTS
Pålning	5 m	5 m	830 m
Pålning + DBBC	0 m	0 m	0 m
Grävning / Grävskopa	N/A	0 m	0 m
TSHD	N/A	0 m	0 m
Fartygstrafik	N/A	0 m	0 m

Tabell 1-4. Sammanfattning av maximalt avstånd för kontinuerligt och impulsivt ljud (dödliga skador) för fisklarver.

Aktivitet	Dödlig skada
Pålning	35 m
Pålning + DBBC	5 m

2. Inledning

Heidelberg Materials Cement Sverige AB (Heidelberg Materials) planerar att genomföra en utbyggnation av cementfabrikens hamn i Slite på Gotland. Hamnutbyggnaden medför undervattensljud från betydande bullerkällor som potentiellt kan störa eller skada marina däggdjur och fiskar i området. *Rambøll Acoustics Denmark* har fått i uppdrag att utföra en modellering av det undervattensljud som produceras under utbyggnaden samt från sjöfartstrafik under driftfasen. Rapporten har skrivits på engelska och sedan översatts av *Ramboll Sweden*.

Syftet med denna studie är att tillhandahålla förväntade ljud- och exponeringsnivåer för undervattensljud som behövs för bedömningar av potentiell påverkan på tumlare, sälar och fiskar samt att tillhandahålla relevant dokumentation som en del av tillståndsprocessen.

Studien inkluderar aktiviteter / ljudkällor för följande faser:

- Anläggning
- Drift (fartygstrafik)

Modelleringen är utförd i enlighet med riktlinjer från Energistyrelsen i Danmark för bedömning av undervattensljud för kontinuerligt och icke kontinuerligt ljud i samband med miljökonsekvensbeskrivningar /1/ /2/. Riktlinjerna ligger till grund för beräkning och bedömning av undervattensljudet.

För varje fas av projektet har betydande undervattensljudkällor identifierats och representativa modelleringspositioner för dessa har valts ut. Det väletablerade 3D-modelleringsprogrammet för spridning av undervattensljud, dBSea, har använts. Modelleringen baseras på den faktiska utformningen av projektet där sådan information finns tillgänglig, medan ett *worst case scenario* tillämpas för de fall där det för närvarande saknas information. Modelleringen inkluderar avstånd inom vilka en potentiell påverkan kan uppstå från de olika verksamheterna.

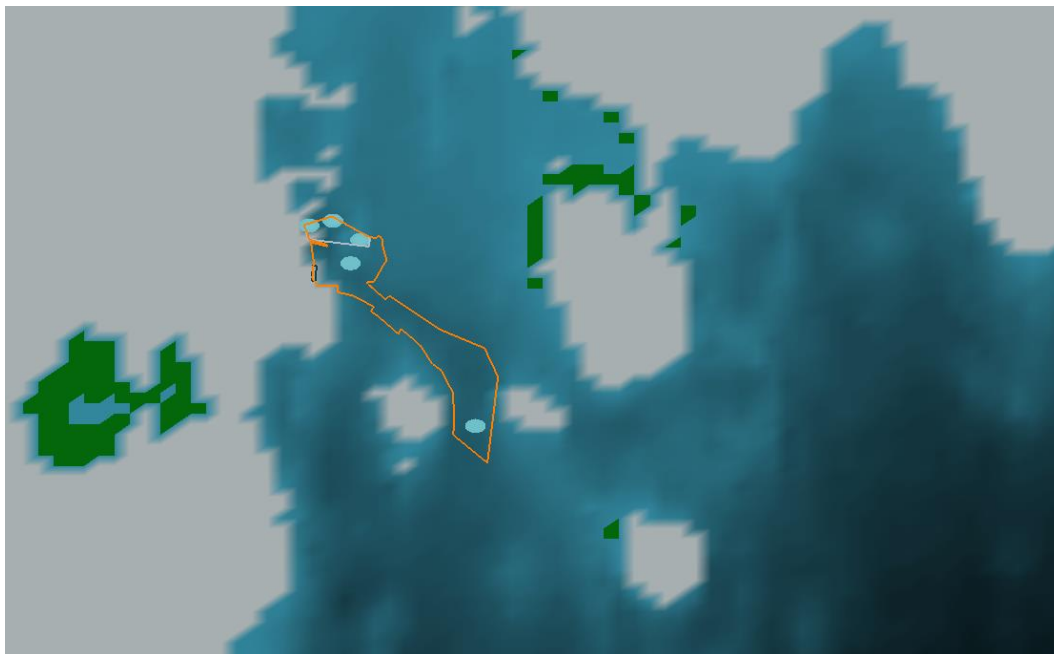
3. Projektbeskrivning

Hamnutbyggnadens (inklusive cementpir och oceankaj) ljudkällor kan ses i figur 3-1 (blå prickar) vilka representerar modelleringspositioner över alla årstider och faser.

Följande scenarier har undersökts i denna rapport:

1. Pålning och muddring för hamnutbyggnad (0,55 m diameters pålar).
2. Ökad sjöfartstrafik till- och från hamnen efter utbyggnaden.

Undersökta scenarier omfattar både sommar- och vintersäsong.



Figur 3-1. Valda positioner för signifikanta ljudkällor i dBSea-modellen. Planerat muddringsområde (orange polygon) och hamnutbyggnad (vit polygon).

4. Undervattensljud

Undervattensljud, liksom ljud i luften, är vibrationer från en ljudkälla i ett medium (i detta fall vatten) som färdas i ett 3-dimensionellt plan då vibrationen fortplantar sig med ljudets hastighet.

Ljud färdas med olika hastigheter i olika medier. Ljudhastigheten bestäms av mediets densitet och kompressibilitet. Densitet är mängden material inom en given volym, och kompressibilitet är ett mått på hur mycket ett ämne skulle kunna komprimeras under ett givet tryck. Ju tätare och mer komprimerbart ett medium är, desto långsammare färdas ljudvågorna inom det. Vatten är mycket tätare än luft, men eftersom det nästan är helt okomprimerbart är ljudets hastighet ungefär fyra gånger snabbare i vatten än i luft. Ljudhastigheten kan också påverkas av temperatur, där ljudvågor tenderar att färdas snabbare vid högre temperaturer.

Undervattensljud kan mätas som en tryckförändring och beskrivs som ljudtryck, vilket kan mätas med en tryckkänslig anordning (hydrofon).

På grund av det stora intervallet av tryckamplituder i ljud är det praktiskt att använda decibel (dB), en logaritmisk skala för att kvantifiera trycknivåer. Trycknivåer för undervattensljud i decibel (dB) definieras i följande ekvation:

$$\text{Ljudtrycksnivå (SPL)} = 20 \log_{10}(P/P_0)$$

Där P är trycket och P_0 är referenstrycket. Referenstrycket är 1 mikropascal (μPa) för undervattensljud, vilket skiljer sig från ljudtrycksnivåerna i luften. Av denna anledning kan ljudtrycksnivåer i vatten och luft inte jämföras rakt av.

Ljudnivåer i vatten varierar i enlighet med ljudkällans tidssignatur och akustiska miljöförhållanden och kan definieras i termer av exponering, uttryckt som medel- och/eller maximalnivåer. Följande akustiska parametrar används vanligtvis för att bedöma bullerpåverkan från undervattensljudskällor för den marina miljön:

Ljudtrycksnivå (Sound Pressure Level, SPL) – beskriver storleken på ett ljud vid en given punkt, det vill säga hur högt det är, och mäts i decibel (dB). Som en relativ enhet anges dB i förhållande till 1 mikropascal i undervattensstudier (enheter i dB re 1 μPa).

Ljudexponeringsnivå (Sound Exposure Level, SEL) – ett decibelmått som beskriver hur mycket ljudenergi en receptor (t.ex. ett marint däggdjur) har utsatts för från en specifik händelse och som är normaliserat till ett intervall på en sekund. Ljudexponeringsnivån kan ses som ett logaritmiskt mått på ljudexponering och därmed motsvarar en 3 dB ökning av SEL en fördubbling av ljudenergin (enheter i dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$).

Kumulativ ljudexponering (Cumulative Sound Exposure, SELcum) – beskriver tidsintegralen av tryck i kvadrat under varaktigheten av ett ljud eller en serie av ljud. Det gör att ljud av olika varaktighet och nivå kan karakteriseras i termer av total ljudenergi normaliserad till ett intervall på en sekund (enheter i dB re Pa^2s).

Topptrycksnivå (Peak pressure level, SPLpk) – "zero to peak" ("noll till topp") ljudtrycksnivå vid en given tidpunkt.

Kvadratisk medelvärde (Root mean square, RMS) – medelvärdet av ljudtrycket över en given tid; SPLrms används vanligtvis för att utvärdera effekterna av kontinuerliga ljudkällor. RMS-ljudtrycksnivån eller SPLrms är den genomsnittliga kvadratiske trycknivån.

Pulserande/impulsivt ljud – kommer från en diskontinuerlig ljudkälla som avger ett eller flera momentana ljud såsom vid pålning eller ammunitionsröjning (sprängning).

Kontinuerligt ljud – kommer från en kontinuerlig ljudkälla, såsom en båtmotor eller vid borring.

Sonar - teknik som använder ljudutbredning under vatten för platsundersökningar och navigering genom att sända ut ljudpulser (vid specifika frekvenser) och lyssna efter ekon. Specifik undersökningsutrustning såsom seismiska *pingers* och *chirpers* anses vara Sonar.

5. Ljudspridningsmodell för undervattensljud

Spridningsmodellen för undervattensljud beräknar uppskattningar av det ljudfält som genereras från undervattensljudkällor. Modelleringsresultaten används för att fastställa de potentiella påverkansavstånden för de olika receptorerna (som exempelvis tumlare) från de identifierade ljudkällorna med hjälp av bullerkartor/konturplottar. Baserat på ljudkällans lokalisering och dess undervattensljudnivå uppskattas det akustiska fältet i alla riktningar från källan med hjälp av dBSeas akustiska utbredningsmodell (Parabolisk ekvationsmetod (≤ 500 Hz) och strålsparning (> 500 Hz)) /3/.

Spridningsmodellen använder akustiska parametrar som är lämpliga för det specifika geografiska området av intresse, inklusive den förväntade ljudhastighetsprofilen för vattenpelaren, batymetri och de geoakustiska havsbottenegenskaperna. Detta för att kunna producera platsspecifika uppskattningar av det utstrålade ljudfältet som en funktion av räckvidd och djup. Spridningsmodellen används för att förutsäga den riktade överföringsförlusten mellan platser för ljudkällor och mottagare. Den mottagna ljudnivån vid valfri 3-dimensionell punkt från ljudkällan beräknas genom att kombinera ljudkällnivån och överföringsförlusten, som båda är riktningberoende. Akustisk transmissionsförlust under vatten och mottagna undervattensljudnivåer beror på djup, räckvidd, bäring och andra miljöförhållanden. Utdatavärdena kan användas för att beräkna eller uppskatta specifika bullermått som är relevanta för bedömningskriterier för marina däggdjurs frekvensberoende hörsel.

Modellen antar att utgående energi dominerar över spridd energi och beräknar den utgående vågekvationen. En approximation används för att tillhandahålla tvådimensionella överföringsförlustvärden för räckvidd och djup, d.v.s. en beräkning av överföringsförlusten som beror på räckvidd och djup inom ett givet radialplan utförs oberoende av närliggande radialer (vilket återspeglar antagandet om att ljudutbredningen övervägande rör sig bort från källan).

De mottagna undervattensljudnivåerna, på vilken plats som helst inom området av intresse, beräknas utifrån 1/3-oktavbands källnivåer. Detta görs genom att subtrahera den numeriskt modellerade överföringsförlusten vid varje 1/3-oktavbands mittfrekvens och summera över alla frekvenser för att erhålla ett bredbandsvärde. För denna studie modellerades överföringsförluster och mottagna nivåer för 1/3-oktavs frekvensband mellan 20 och 80 000 Hz. Eftersom ljudkällorna i denna studie övervägande är lågfrekventa, är detta frekvensområde tillräckligt för att fånga upp i princip all energiutmatning. De mottagna nivåerna omvandlas sedan till tillämpliga akustiska undervattensparametrar.

Ljudspridningsmodellen använder källnivåer, aktivitetstid och omgivningsförhållanden och genererar bullerkartor. Nivåerna som återges i bullerkartorna är den maximala förväntade ljudnivån för den specifika platsen på alla djup från ytan ner till botten. Bullerkartorna inkluderar följande akustiska parametrar för var och en av de identifierade ljudkällorna:

- SEL, ljudexponeringsnivå (linjär, VHF och PCW viktad), dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
- SELcum, kumulativ ljudexponeringsnivå (VHF och PCW viktad), dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$
- SPLrms, 125ms, nivåer (linjär), dB re. 1 μPa
- SPLPk, (linjär), dB re. 1 μPa .

Resultaten av den akustiska modelleringen (bullerkartor och påverkansavstånd) rapporteras i termer av undervattensljudnivåer för varje specifikt akustiskt mått för avstånd upp till 50 km. Vidare visas ett exempel på en vertikal ljudutbredningsprofil för den dominerande ljudkällans frekvensband för att visa på variationen i undervattensljudutbredning med avseende på havsdjup.

6. Bakgrund för konsekvensbeskrivning av undervattensljud

Trycknivåer för ljudkällorna och tillhörande påverkanszoner kan ses som indikativa försiktighetsavstånd. Det är viktigt att notera att det är högst osannolikt att något marint däggdjur skulle stanna på en stationär plats eller inom en fast radie från någon bullerkälla. Receptorernas (djurens) beteende ingår i exponeringsmodellen. Ett *worst case*-antagande om ett stillastående djur skulle kunna göras. Detta skulle dock sannolikt överdriva påverkansavstånden. Därför ingår istället en enkel modell för djurflykt i ljudspridningsmodellen, vilken inkluderar ett tröskelvärde för reaktion följt av förflyttning av djuret bort från ljudkällan, antingen i en rät linje vinkelrätt mot ljudkällan eller radiellt bort från ljudkällan. Marina däggdjurs rörelse modelleras med en hastighet på 1,5 m/s bort från ljudkällan.

Fiskars flykt från ljudkällan antas vara annorlunda än däggdjurs /4/. Fiskar som flyr modelleras vid beräkning av ljudexponeringsnivån. I denna studie har en flykthastighet för sill antagits vara 1,04 m/s och för torsk 0,38 m/s (juvenil) respektive 0,9 m/s (vuxen).

Djurens flyktbeteende påverkas av den totala ljudexponeringen under hela anläggningsperioden och ingår i beräkningarna enligt beskrivning i ovan nämnda riktlinjer för undervattensbuller/1/.

6.1 Marina däggdjur

Generellt sett kan effekten av buller på marina däggdjur delas in i fyra breda kategorier som till stor del beror på individens närhet till ljudkällan. Dessa inkluderar:

- Detektering
- Maskering
- Beteendeförändringar
- Fysiska skador

Gränserna mellan dessa kategorier i relation till påverkan är inte skarpa och det finns en stor överlappning mellan dem. De fyra kategorierna beskrivs nedan /5/.

Detektering innebär att djuren kan uppfatta och höra det ljud som uppstår. Detektionsräckvidden beror på bakgrundsljudnivåer samt hörtrösklar för djuren i fråga.

Maskering uppstår när buller stör ett djurs förmåga att uppfatta (detektera, tolka och/eller urskilja) ett ljud. Det finns fortfarande många osäkerheter om hur maskering påverkar marina däggdjur.

Förekomsten och betydelsen av en **beteendeförändring** varierar beroende på individ, art och omständigheter. Vissa ljud behöver inte orsaka någon respons, medan andra kan resultera i mindre till betydande förändringar i en mängd olika beteenden, såsom dykning, att komma upp till ytan, vokalisering, födointag och/eller parning.

Fysisk skada på marina däggdjur avser skador på hörselorganet. Fysiska skador på hörselorganet kan leda till permanenta förändringar av djurens hörseltröskel (*permanent threshold shift, PTS*), vilket innebär att djuret får en bestående hörselskada. Detta kan orsakas av skada på sensoriska celler i innerörat, eller av metabolisk utmattning av sensoriska celler, stödceller eller till och med hörselnervceller. Hörselnedsättningen är vanligtvis bara tillfällig (*temporary threshold shift, TTS*) och djuret återfår sin ursprungliga hörsel efter en återhämningsperiod. För PTS och TTS är ljudintensiteten en viktig faktor för graden av hörselnedsättning, liksom frekvensen, exponeringens och återhämnningstidens varaktighet.

De föreslagna kriterierna för PTS, TTS och beteendepåverkan i denna rapport baseras på resultat som presenterats i vetenskaplig litteratur och/eller som vanligen används i miljökonsekvensbeskrivningar av undervattensljud.

6.1.1 Audionoma viktningsfunktioner för marina däggdjur

Förmågan att höra ljud varierar över en arts hörselområde. De flesta däggdjursaudiogram har en typisk "U-form", där frekvenserna längst ner på "U:et" är de som djuret är känsligare för när det gäller hörsel. Auditiva viktningsfunktioner återspeglar bäst ett djurs förmåga att höra ett ljud (och återspeglar inte nödvändigtvis hur ett djur kommer att uppfatta och beteendemässigt reagera på ljudet). För att kunna urskilja en mer detaljerad hörselkänslighet vid särskilda frekvenser, viktas ofta ljud. Auditiva viktningsfunktioner har föreslagits för marina däggdjur, specifikt associerade med akustiska tröskelvärden för PTS/TTS uttryckta i mått för SELcum, som tar hänsyn till vad som är känt om marina däggdjurs hörsel /6/. I den nämnda artikeln /6/ delas marina däggdjur upp i olika funktionella grupper baserat på deras hörselkänslighet och audiogram. VHF (very high frequency cetaceans) och PCW (phocid carnivores in water) är två av dessa grupper där viktade tröskelvärden för mycket hög frekvens (VHF) är tillämpliga på tumlare och viktade tröskelvärden för köttätande öronlösa sälar i vatten (PCW) är tillämpliga på sälar.

6.1.2 Ljudkällors egenskaper

När man analyserar de auditiva ljudexponeringseffekterna är det ofta till hjälp att kategorisera buller som antingen impulsjud, dvs. buller med högt toppljudtryck, kort varaktighet, snabb stigtid och brett frekvensinnehåll, eller icke-impulsivt ljud (dvs *steady state*, stationärt tillstånd). När man tittar på hörsleffekter anses ekolod, andra koherenta aktiva källor och vibrationspåning vara icke-impulsiva källor, medan explosioner, slagpålsdrivning och luftpistoler är impulsivt ljud. Observera att termerna icke-impulsiv eller stationärt tillstånd inte nödvändigtvis innebär långvariga signaler, utan att den akustiska signalen har tillräcklig varaktighet för att övervinna starttransienter och nå ett stationärt tillstånd. För övertonssignaler anses ljud med varaktighet längre än ungefär 5 till 10 cykler i allmänhet vara stationära.

6.2 Kriterier för tumlare

Tabell 6-1 sammanfattar kriterier för bedömning av konsekvenser för tumlare. Kriterierna är associerade med olika effekter och gränsvärden för påverkan. Dessa tröskelvärden har bedömts och fastställts utifrån den senaste vetenskapliga litteraturen och accepterade gränsvärden /2//6/.

Tabell 6-1. Tröskelvärden för tumlare (hörselskada och beteendeförändring)

Art	Funktionell hörselgrupp	Ljudeffekt	Tröskelnivå (Impulsivt ljud)	Tröskelnivå (Icke impulsivt ljud)	Referens
Tumlare	Very High frequency cetaceans (VHF)	PTS	155 dB SEL _{cum} (viktat)	173 dB SEL _{cum} (viktat)	DEA 2023 /2/
		TTS	140 dB SEL _{cum} (viktat)	153 dB SEL _{cum} (viktat)	DEA 2023 /2/
		Beteendeförändring	103 dB SPL _{rms,125 ms} (viktat)	-	DEA 2023 /2/
Tröskelnivåerna är VHF-viktade PTS- och TTS-tröskeln inkluderar en flykthastighet på 1,5 m/s					

6.3 Kriterier för säl

Tabell 6-2 sammanfattar kriterier för bedömning av konsekvenser för sälar. Kriterierna är associerade med olika effekter och gränsvärden för påverkan. Dessa tröskelvärden har bedömts och fastställts utifrån den senaste vetenskapliga litteraturen och accepterade gränsvärden /2//6//7/.

Tabell 6-2. Tröskelvärden för sälar (hörselskada och beteendeförändring)

Art	Funktionell hörselgrupp	Ljudeffekt	Tröskelnivå (Impulsivt ljud)	Tröskelnivå (icke impulsivt ljud)	Referens
Sälar	Phocid carnivores (PCW)	PTS	185 dB SEL _{cum} (viktat)	201 dB SEL _{cum} (viktat)	DEA 2023
		TTS	170 dB SEL _{cum} (viktat)	181 dB SEL _{cum} (viktat)	DEA 2023
		Beteendeförändring	151 dB SEL _{ss} (oviktat)	-	Russel et al 2016 /7/
Viktade trösklar är PCW-viktade PTS- och TTS-tröskeln inkluderar flykthastighet på 1,5 m/s					

6.4 Kriterier för fisk

Ljud, vid högre intensitet, kan ha en mängd olika effekter på fiskar. Dessa effekter kan vara dödsfall, hörselnedsättning, skador på anatomiska strukturer och förändringar i fysiologi, nervfunktioner, beteende och utveckling.

Tabell 6-3 sammanfattar kriterier för bedömning av effekter för fisk och fisklarver. Kriterierna är associerade med olika effekter och gränsvärden för påverkan. Dessa tröskelvärden har bedömts och fastställts utifrån den senaste vetenskapliga litteraturen och accepterade gränsvärden /4//8/.

Definition av effekter

- Dödlighet och dödlig skada: omedelbar eller för tidig död.
- Återhämningsbar skada: skador, inklusive hårcellsskador, mindre inre eller yttre hematom etc. Ingen av dessa skador kommer sannolikt att leda till död.
- TTS: kort- eller långvariga förändringar i hörselkänslighet som kan eller inte kan komma att påverka individens livsduglighet (*fitness*).

Exponeringsavstånd för sill och torsk inkluderar flykthastigheter. För sill använder denna studie 1,04 m/s och för torsk har denna studie använt 0,38 m/s (ung) och 0,9 m/s (vuxen).

Tabell 6-3. Tröskelvärden för fisk och fisklarver (hörselnedsättning och skador)

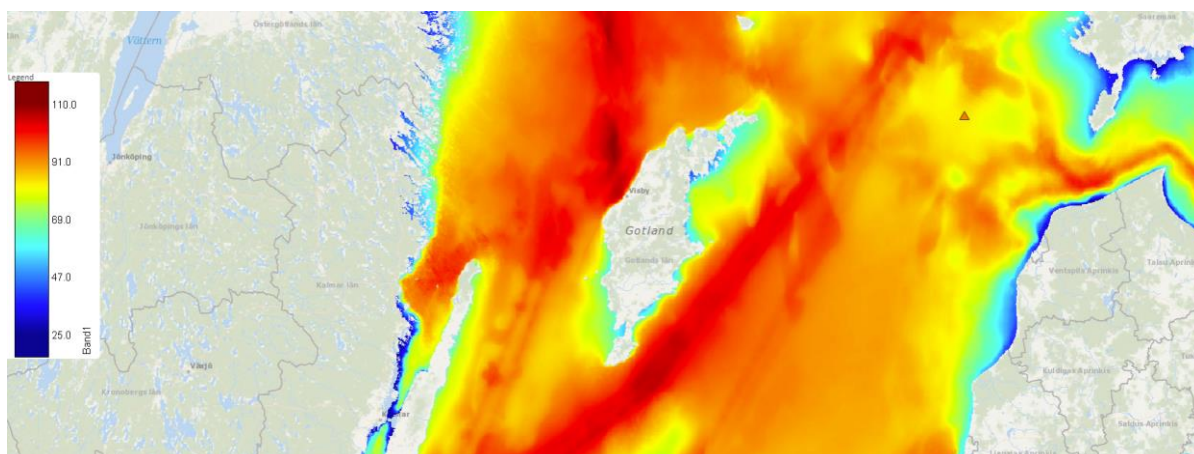
Art	Flykthastighet [m/s]	Ljud-effekt	Tröskelnivå (impulsivt ljud)	Tröskelnivå (kumulativt ljud)	Tröskelnivå (kontinuerligt ljud)
Fisk	Torsk (juvenil) – 0,38 Sill -0,9 Torsk (vuxen)- 1,04	Dödlig skada	207 dB SPL _{pk}	207 dB SEL _{cum}	-
	Torsk (juvenil) – 0,38 Sill -0,9 Torsk (vuxen)- 1,04	Återhämningsbar skada	207 dB SPL _{pk}	203 dB SEL _{cum}	222 SEL _{cum,48h}
	Torsk (juvenil) – 0,38 Sill -0,9 Torsk (vuxen)- 1,04	TTS	-	186 dB SEL _{cum}	204 SEL _{cum,12h}
Fisklarver	0	Dödlig skada	207 dB SPL _{pk}	210 dB SEL _{cum}	-
<i>Alla nivåer är oviktade bredband</i>					
<i>Referens: Popper 2014 /8/</i>					

6.5 Nivåer av bakgrundsljud från sjöfartstrafik

Sjöfartstrafiken runt Gotland är ganska stor och det finns en tydlig indikation på undervattensbuller från sjöfartstrafiken i området.

Baserat på mängden sjöfartstrafik i området och mätdata av bakgrundsbuller, är de genomsnittliga bakgrundsljudnivåerna för undervattensbuller från sjöfarten cirka 100 dB (> 500 m bort) till 120 dB i nära anslutning till farlederna.

Figur 6-1 ger en indikation på de genomsnittliga undervattensljudnivåerna i mittfrekvensen vid 500 Hz.



Figur 6-1. nivåer av undervattensbuller från sjöfartstrafiken för 500 Hz mittfrekvens, juli 2018, i Östersjön runt Gotland¹.

7. Indata för undervattenljudsmodelleringen

Följande avsnitt presenterar de signifikanta ljudkällorna under vatten för varje fas av projektet och källornas respektive ljudkällnivå, egenskaper och frekvensspektrum. Dessa parametrar har bestämts baserat på tillgängliga mätdata och justerats för att passa hamnutbyggnadens design och utformning. Parametrarna har använts som input till ljudspridningsmodellen. Fartygsbuller har inte inkluderats i modelleringen för pålningsscenarierna eftersom ljudet från pålning är dominerande och betydligt högre än ljud från fartygsmotorerna. Fartygsbuller beaktas dock under driftfasen. Vidare är befintligt buller från fartygstrafiken i havet runt Gotland relativt högt, vilket bidrar till bakgrundsnivåerna av buller.

Källnivåer och frekvensspektrum för de identifierade signifikanta ljudkällorna som potentiellt kan ha en undervattensljudpåverkan har i modellen uppskattats baserat på befintliga undervattensljudmätningar.

I vissa fall utfördes en bakåtoppropagering för tryckfältet enligt en cylindrisk spridningsförlust eller $15 \cdot \log(r)$. Syftet med bakåtoppropageringssteget var att bestämma den effektiva ljudkällnivån 1 m från ljudkällan som används i den akustiska spridningsmodellen.

Beräkningsrutnätet och källuppsättningen i dBSea visas i Tabell 7-1 för lämplig upplösning av påverkansavståndet

Tabell 7-1. Värdena som används för olika generella beräkningsparametrar i dBSea.

Beräkningsrutnät och källinställningar i dBSea	
Grid (x,y,z)	250,250,40
Radial slices	40
Range points	600

¹ Karta genererad från ICES: <https://underwaternoise.ices.dk/continuous/viewonmap>, med parametrar; 2018, July, 500 Hz; water column, L10, traffic, last accessed 05-09-2023.

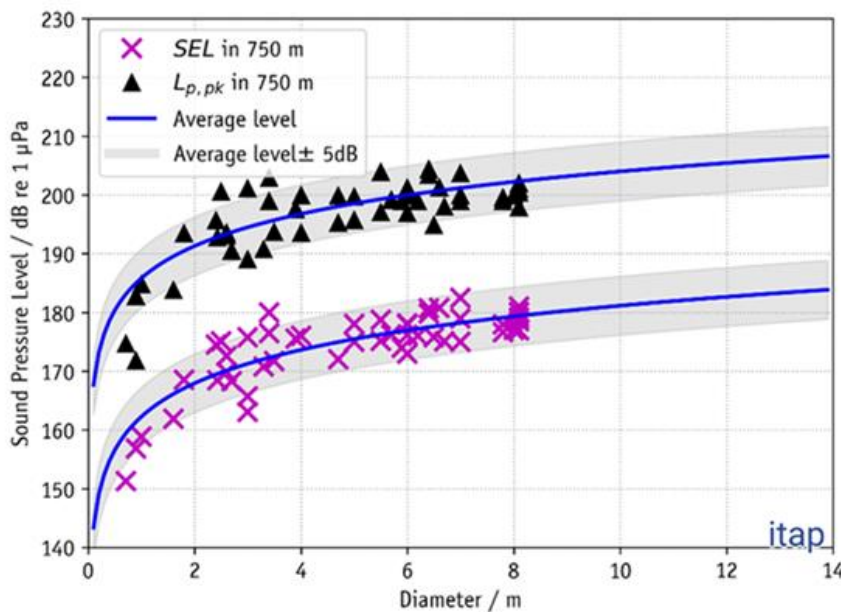
7.1 Ljudkällor för impulsivt ljud

Ljudkällnivåer som identifierats för impulslyden från slagpålning är baserade på projektspecifik empirisk modellering av uppmätta bullernivåer utan några bullerreducerande åtgärder. Källnivåerna ökar med påldiameter.

Det har inte använts någon pålningsprofil i beräkningarna då det antas att pålning startar med runt 100 % från första slaget.

Påldiametern antas vara 0,55 m och pålarna vid hamnutbyggnaden drivs ner i havsbotten så att de omges av vatten som propageringsmedium. En känslighetsanalys har även gjorts för en påldiameter på 0,8 m, vilket medför att källnivån ökar, se avsnitt 9.4.

Denna studie använder de ljudkällnivåer som representerar den mest uppdaterade och heltäckande insamlingen av befintlig data /11//17/. dBSea-källnivåer (utan reducerande åtgärder) som är justerade för en maximal (*worst case*) pålningsdiameter på 750 meters avstånd visas Figur 7 1.

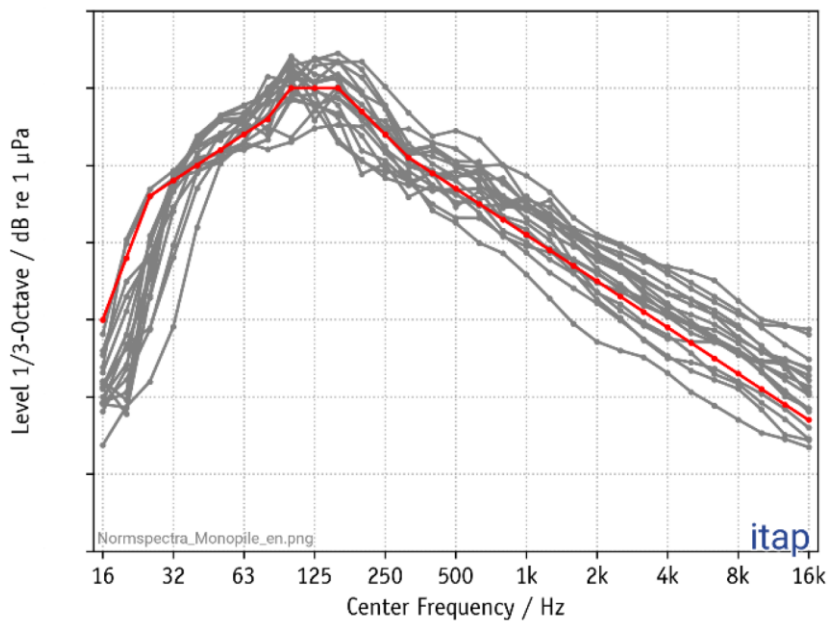


Figur 7-1. Uppmått data för pålning från olika projekt (plottat). Figuren visar förhållandet mellan ljudtrycksnivån och pålningsdiametern /11/.

Ljudkällnivåerna för pålning baseras på uppmätta värden för ljudexponeringsnivån (*SEL*) och för noll-till-topp ljudtrycksnivån ($L_{p,pk}$) från tidigare projekt. Den avgivna ljudnivån beror på många olika faktorer, som t.ex. pålväggens tjocklek, slagenergi, pålens diameter och jordsammansättning (jordbeständighet) samt vattendjup. Eftersom alla nämnda parametrar kan interagera med varandra är det inte möjligt att göra exakta uttalanden om inverkan av en enskild parameter. Därför beaktas endast en parameter; "pålens diameter". Figur 7-2 visar ljudnivåer uppmätta under pålningsarbeten vid flera vindkraftsparker plottade över ingångsparametern "påldiameter". Ju större ljudavgivande yta i vattnet, desto större ljudinsläpp. Detta innebär att de relevanta utvärderingsnivåvärden ökar med ökande pålningsyta, alltså pålens diameter. Det bör också noteras att sambandet inte är linjärt.

Källnivåosäkerheten är ± 5 dB, med hänsyn till ingångsparametern "påldiameter", och baseras på spridningen av de faktiska befintliga mätresultaten som troligen beror på ytterligare påverkande faktorer, såsom t.ex. slagenergi och reflekterande pålningsyta. Jämförelsen mellan förutsagda värden och uppmätta värden täcktes i hög grad av den specificerade modellosäkerheten (± 5 dB). I de flesta fall har modellen något överskattat nivåvärde på 750 m avstånd (ej publicerade data). Därför är en tillämpning i det aktuella fallet möjlig ur praktisk synpunkt. Källnivåerna är sannolikt konservativa.

Frekvensspektrumet som visas nedan i figur 7-2 (utan några bullerreducerande åtgärder) används i modellen.



Figur 7-2. Pålningsfrekvensspektrum, som visar att det mesta av energin är koncentrerad till de låga frekvenserna (25 till 500 Hz) /11/.

I modellen används ett 1/3-oktavspektrum som representerar den mest uppdaterade och heltäckande samlingen av spektra. Nivåer för dBSea-impulskällan är justerad för en pålningsdiameter på 0,55 meter vilket visas nedan.

Tabell 7-2. Källnivåer för impulsivt ljud som anges som RMS-nivåer, toppnivåer och exponeringsnivåer.

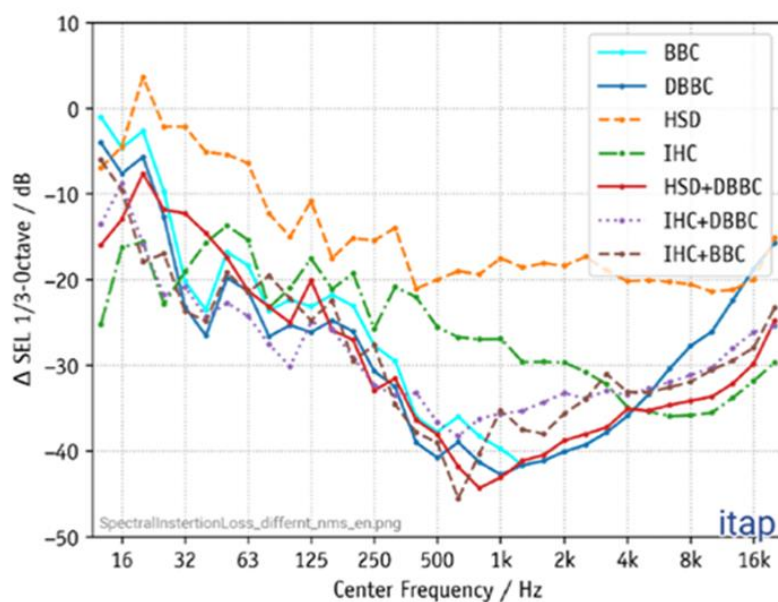
Ljudkälla	Information	Källnivå Peak, re. 1µPa @ 1 meter	Källnivå RMS 125 ms, re. 1µPa @ 1 meter	SEL(1sec), re. 1µPa ² s @ 1meter, single strike
Pålning	Impulsiv. 0,55 meter diameter, 100 % slagenergi från slag #1	218 dB	206 dB	197 dB
Pålning (med DBBC) ²	Impulsiv. 0,55 meter diameter, 100 % slagenergi från slag #1	192 dB	180 dB	171 dB

² double big dubbel curtain – "Stor dubbel bubbelgardin", är en bullerreducerande åtgärd där pålningen innesluts av slangar som ligger på havsbotten som avger luftbubblor som stiger till vattenytan.

7.2 Bullerreducerande åtgärder

Bullerreducerande åtgärder kan användas för slagpåling av monopålar. En beskrivning av de bullerreducerande systemen beskrivs nedan. Baserat på tillgänglig publicerad data är bullerreduceringssystemen *Big Bubble Curtain (BBC)* och *Hydro Sound Damper* väl godkända tekniker inom tillståndsprövningar för havsbaserade projekt /11/.

Reducering av överföringsförlusten från DBBC och DBBC + HSD vid påling visas som en blå respektive röd linje i figur 7-3.



Figur 7-3. Bullerreduceringssystem och dämpningen för varje frekvens /11/.

En bubbelgardin är ett bullerreduceringssystem där en slang läggs på botten i en ring runt ljudkällan. Från slangen trycks sedan luftbubblor ut som tar med sig ljudet då de stiger mot havsytan. En dubbel bubbelgardin är till sonika två slangar där en ytterligare slang läggs utanför den inre ringen. Den dubbla bubbelgardinen (DBBC) är ett av de mest praktiska och mest använda (>600 tillämpningar) bullerreducerande systemen.

För närvarande är ljudreducering för ljudexponeringsnivån (*SEL*) upp till 18 dB (maximal uppmätt ljudreducering) möjlig genom att använda en dubbel bubbelgardin (DBBC) i Nordsjön på vattendjup upp till 40 m. Den genomsnittliga ljudreduceringen för en optimerad DBBC varierade mestadels mellan 15 dB och 16 dB. Användningen av enkla och dubbla bubbelgardiner visar dock på höga variationer i ljudreducering /9//10//11/. De flesta avvikelserna kan spåras tillbaka till tekniska problem eller fel hos respektive bullerreduceringssystem eller tillämpningen av icke projektspecifikt optimerade systemkonfigurationer av det använda BBC-systemet.

Bullerreduceringen av dubbla bubbelgardiner beror på många faktorer såsom vattendjup, strömmar, utformningen av hålkonfigurationen i slangarna på havsbotten samt tryckluftstillförseln till dessa. Det är viktigt att anpassa dessa system till de lokala och projektspecifika förhållandena /11/. Avgörande för en framgångsrik användning är en

- tillräcklig mängd tryckluft och
- fullständig inneslutning av pålen av bubbelgardinen.

Den luftmängd som behövs beror på vattendjupet till följd av det omgivande statiska trycket. I Nordsjön (där de flesta BBC-applikationerna ägt rum) är en tillförd luftvolym på $\geq 0,5 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m})$ för närvarande standard för vattendjup upp till 40 m. För att möjliggöra en fullständig omslutning av pålen krävs ett tillräckligt avstånd mellan BBC-slangarna och pålen. Avståndet beror på lokala strömmar och vattendjup (driveffekter). När BBC-systemet upprättas måste hänsyn tas till vattendjup och strömmar. När man bestämmer slangarnas längd och utformning bör man även beakta vilken typ av installationsfartyg (DP-fartyg, förankrade flytande fartyg med ett dynamiskt positioneringssystem eller så kallade jack-up pråmar, vilka är pråmar med stödben) som är aktuellt. Vanligtvis är strömmar på upp till 1 knop inga problem för att tillämpa ett optimerat BBC-system med avseende på driveffekterna.

Vidare är ljudreduktionen för varje bullerreduceringssystem mycket frekvensberoende och därför beror den resulterande ljudreduktionen på den spektrala sammansättningen av pålningsljudet, utan bullerreducerande åtgärd. Vid användning av endast en BBC istället för en dubbel BBC minskar den totala ljudreduceringen med 3 till 6 dB.

7.3 Ljudkällor för kontinuerligt ljud

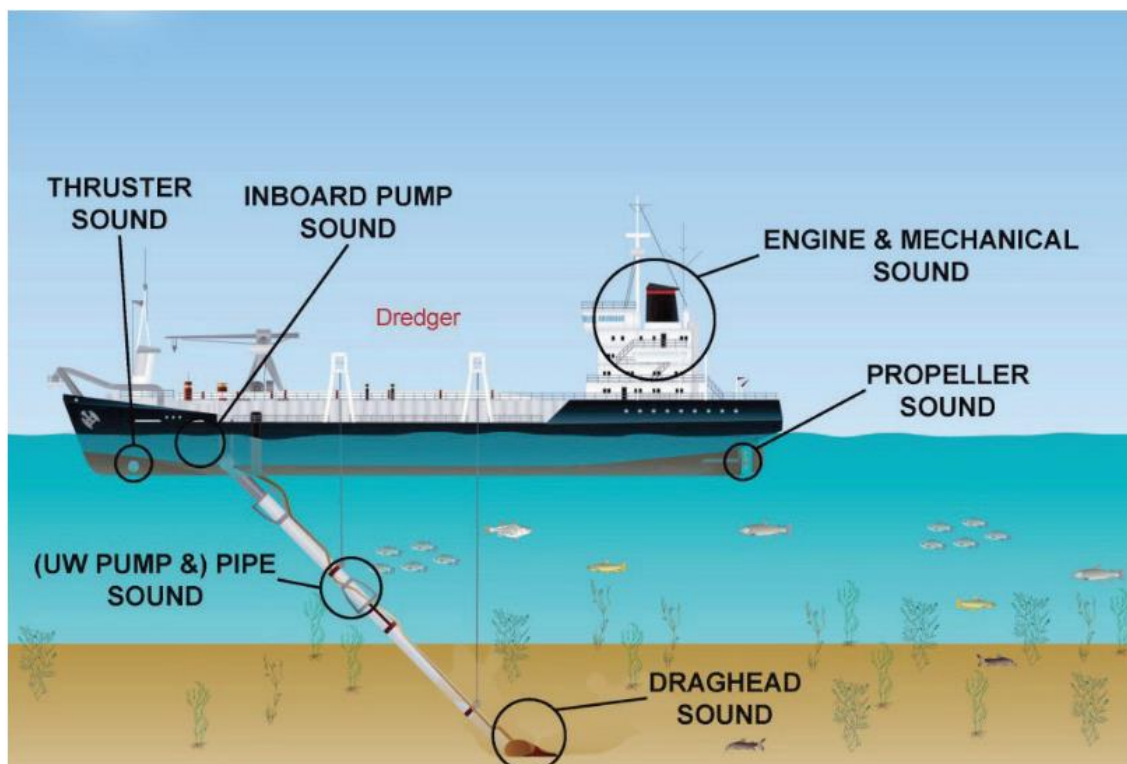
De källor som identifierats som kontinuerliga och som kan ha en potentiell påverkan på marina däggdjur och fiskar kommer från TSHD, grävning och sjöfart, se tabell 7-3. De kontinuerliga ljudkällsnivåerna som identifierats under anläggnings- och driftsfas är baserade på projektspecifik empirisk modellering av reducerade bullernivåer.

Ljudnivåer från fartyg är en mycket grov uppskattning baserad på källnivåer för flera olika fartyg. Ljudnivån från fartyg är svår att avgöra eftersom ljudnivåer och frekvensspektrum kan variera stort mellan fartyg. Ljudnivåerna från fartygstafrik i detta PM är konservativa.

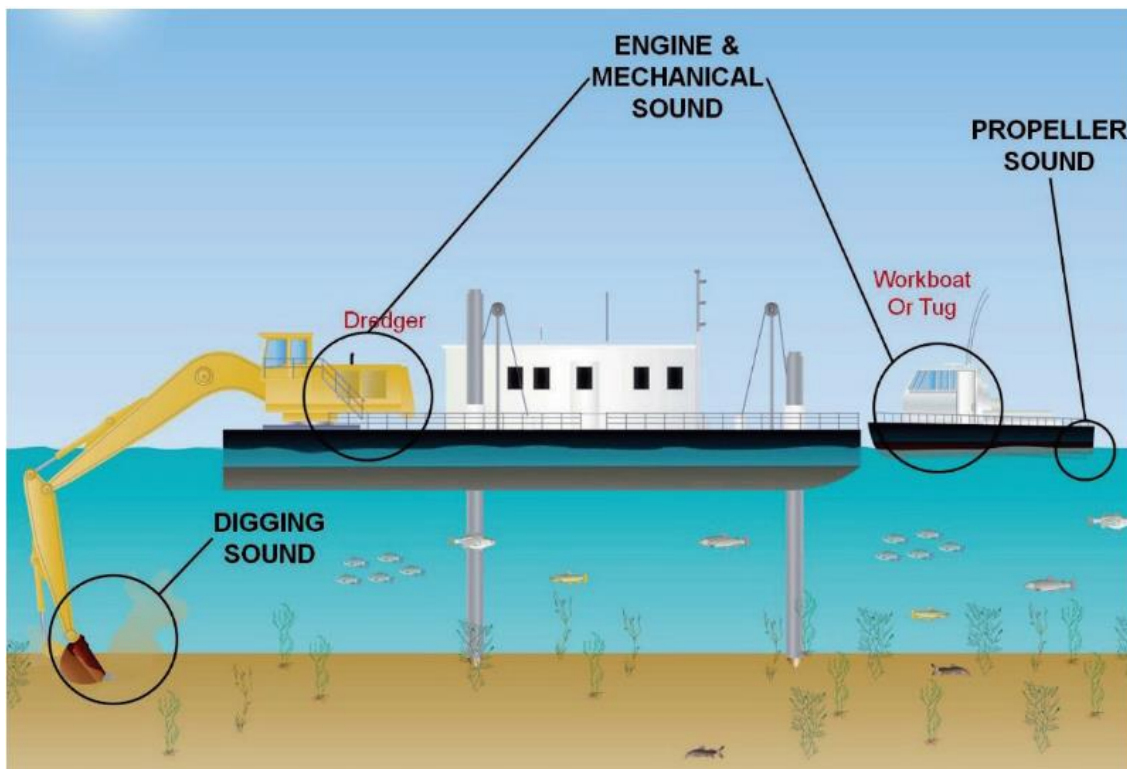
Påverkansavståndet för en beteendeförändring hos marina däggdjur till följd av sjöfartstrafik beräknas vanligtvis baserat på ljudnivåer från ett enskilt fartyg. I modellen har projektspecifik information avseende sjöfartstrafik använts och som ett *worst case* har det antagits att fartyg kan befinna sig inom 500 meter från varandra och därmed öka den totala bullernivån, från ett enda fartyg till flera (+3 dB för varje fördubbling av antalet fartyg). Alla beräknade SELcum-nivåer utgår alltså från *worst case*, med antagande om 3-4 fartyg/dag inom 200 meter från varandra.

Källnivåosäkerheten är ± 5 dB, eftersom det kan finnas en mängd olika faktorer som också skulle kunna bidra till de uppmätta bullernivåerna från den empiriska data som de baseras på. De ljudnivåer som används i denna utredning är konservativa.

Några illustrationer för de antagna muddringsmetoderna visas i Figur 7-4 och Figur 7-5.



Figur 7-4 Illustration av TSHD (trailing suction hopper dredging) /19/.



Figur 7-5 Illustration av muddring med hjälp av grävskopa /19/.

Tabell 7-3. Nivåer för kontinuerliga ljudkällor

Källa	Varaktighet (timmar/dag)	Hastighet (knop/h)	Ljudtyp	Källdjup (m)	Frekvens (kHz)	SPL _{rms} (dB)	SEL (dB)	"Puls"-längd (m/s)	Skott-hastighet (Hz)	Riktning (grader)
Muddring med hjälp av Grävning /Grävskopa /12//16//17//19/	24	0	Icke impulsivt	Havsbotten	0,013 till 20	179	170	-	-	360
TSHD /13//14//16//17//19/	24	1,2	Icke impulsivt	Havsbotten	0,01 till 80	187	177,5	-	-	360
Fartygstrafik (ett fartyg) /17//18/	24	10	Icke impulsivt	2 m	0,03 till 10	187	166	-	-	360

8. Indata för geoakustisk modellering

8.1 Batymetri

Havsbottnens struktur är en viktig parameter som påverkar utbredningen av undervattensljud. Detaljerad batymetrisk data är därför väsentliga för korrekt modellering.

En batymetrisk datauppsättning med basnivåupplösning för projektområdet erhöles från EMODnet (European Marine Observation and Data Network).

8.2 Geoakustiska förhållanden

Information om havsbottnens jordmånslager som använts kommer från Naturvårdsverket /4/. I tabell 8-1 visas de använda skikten och deras motsvarande djup och akustiska egenskaper.

Tabell 8-1. Jordmånslager som använts i ljudspridningsmodellen

Havsbottnens jordmåner	Material	Geoakustiska egenskaper
0 – 20 m	Sand	$C_p = 1.650$ m/s och $\alpha = 0,8$ dB/ λ
20 – och under	Berggrund	$C_p = 5.250$ m/s och $\alpha = 0,1$ dB/ λ

8.3 Ljudhastighetsprofiler och vattenförhållanden

Vattenpelarprofiler (salthalt, temperatur och djup) för sommar och vinter är baserade på publikt tillgänglig data från ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Datamätningar är från stationer placerade nära projektområdet. Datan används för att beräkna ljudhastighetsprofilen för modelleringspositionerna och som indata i spridningsmodellen för undervattensljud. /4/.

De beräknade uppskattningarna utfördes för vinter och sommar. Vattenpelarens profiler beror på årstidsförhållanden och har därför olika ljudutbredningsegenskaper. Tabell 8-2 visar vattenförhållandena och Tabell 8-3 visar hastighetsprofilerna beroende av årstid.

Tabell 8-2. Vattenförhållanden under sommar och vinter.

Vattenförhållanden		
Årstid	Sommar	Vinter
Temperatur [°C]	14,3	3,1
Salthalt [ppt]	9,2	9,9

Tabell 8-3. Vattenpelarprofiler som visar ljudets hastighet på olika djup under sommar och vinter.

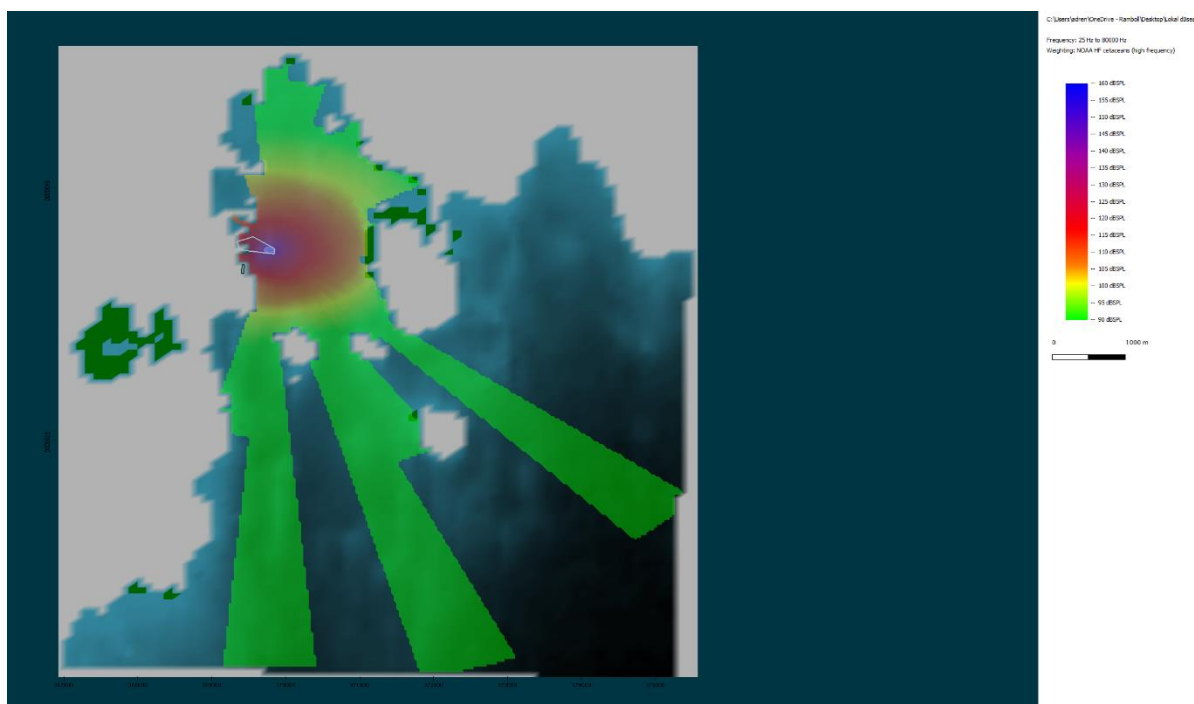
Ljudhastighet		
Djup [m]	Sommarhastighet för ljud [m/s]	Vinterhastighet för ljud [m/s]
0	1485,5	1424,8
5	1485,2	1425,9
10	1481,8	1426,1
15	1476,5	1426
20	1470,5	1426,1
25	1465,1	1426,8

30	1461,6	1428,6
35	1461,2	1432
40	1465,5	1437,6
45	1474,8	1445,8

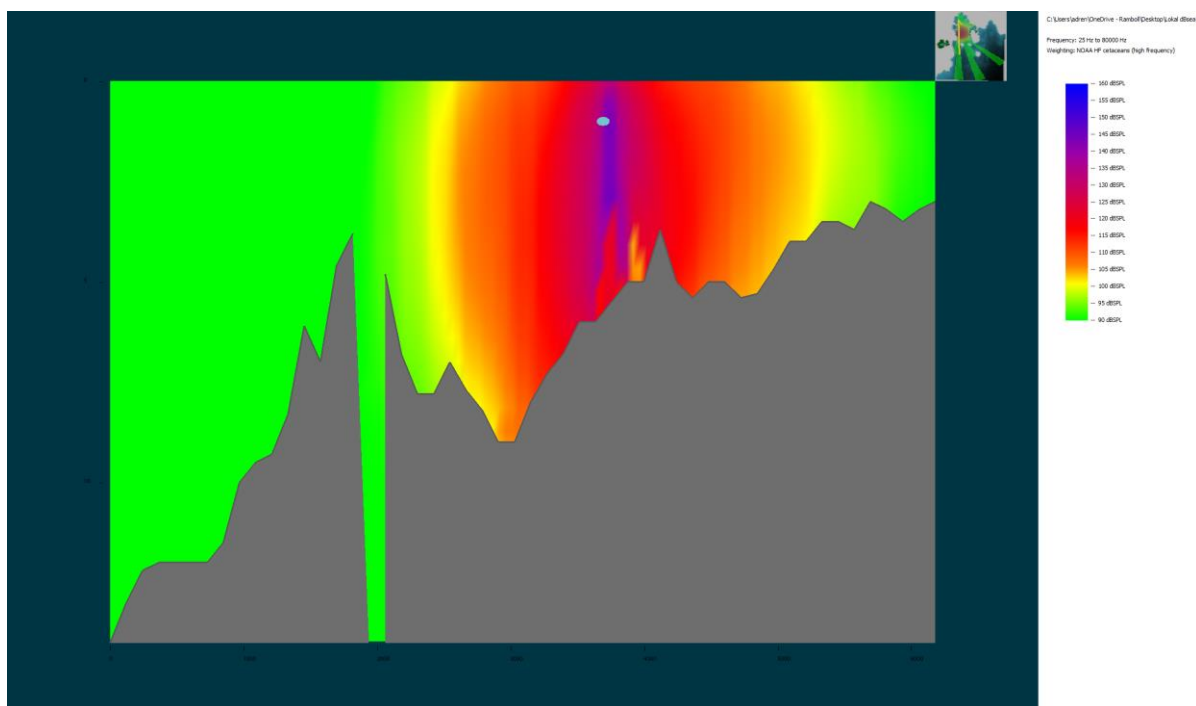
9. Resultat

Ljudspridningsmodellen kördes med de källnivåer, källspektrum och miljöparametrar som beskrivits i tidigare avsnitt. Avstånden som förutspås till de olika tröskelgränserna är de maximala avstånden på alla djup ner till botten. Tabell 9-1, 9-2 och 9-3 sammanfattar resultaten av den akustiska modelleringen för maximalt påverkansavstånd från anläggningsaktiviteter i relation till de tillämpade bedömningskriterierna för undervattensbuller specificerade för vinter och sommar.

Figur 9-1 och 9-2 är exempel som visar utbredningen i det horisontella och vertikala planet, för att visa den 3-dimensionella ljudutbredningen av undervattensljud.



Figur 9-1. Exempel på ljudspridning i horisontellt tvärsnitt från pålningsaktiviteter.



Figur 9-2. Exempel på ljudspridning i vertikalt tvärsnitt (samma som ovan) från pålningsaktiviteter.

I händelse av att det skulle förekomma två pålningsaktiviteter nära varandra (<800 meter ifrån varandra) kan beteendevstånderna från varje enskild pålning bidra till att uppfattas som att en pålning lagts samman. Detta skulle i ett värsta fall kunna antas fördubbla källnivån, så att +3 dB bör läggas till bullret från en enskild pålningshändelse.

9.1 Tumlare - Påverkansavstånd

Tabell 9-1. Påverkansavstånd från impulsiva och icke-impulsiva ljudkällor för tumlare under sommar och vinter

Årstid	Aktivitet	Impulsivt ljud PTS	Impulsivt ljud TTS	Beteendeförändring
Tumlare		155 SEL_{cum}	140 SEL_{cum}	103 SPL_{rms,125ms}
Sommar	Pålning	5 m	75 m	1,6 km
Vinter	Pålning	5 m	95 m	2 km
Sommar	Pålning (med DBBC)	0 m	5 m	640 m
Vinter	Pålning (med DBBC)	0 m	5 m	600 m
Årstid	Aktivitet	Icke impulsivt ljud PTS	Icke impulsivt ljud TTS	Beteendeförändring
Tumlare		173 SEL_{cum}	153 SEL_{cum}	103 SPL_{rms,125ms}
Sommar	Grävning/Grävsropa	0 m	0 m	1,1 km
Vinter	Grävning/Grävsropa	0 m	0 m	1,1 km
Sommar	TSHD	0 m	130 m	9,3 km
Vinter	TSHD	0 m	180 m	10,2 km
Sommar	Fartygstrafik	0 m	0 m	210 m
Vinter	Fartygstrafik	0 m	0 m	280 m

9.2 Sälar - Påverkansavstånd

Tabell 9-2. Påverkansavstånd från impulsiva och icke-impulsiva ljudkällor för sälar under sommar och vinter.

Årstid	Aktivitet	Impulsivt ljud PTS	Impulsivt ljud TTS	Beteendeförändring
Sälar		185 SEL_{cum}	170 SEL_{cum}	151 SEL_{ss}
Sommar	Pålning	5 m	420 m	800 m
Vinter	Pålning	5 m	510 m	900 m
Sommar	Pålning (med DBBC)	0 m	0 m	215 m
Vinter	Pålning (med DBBC)	0 m	0 m	215 m
Årstid	Aktivitet	Icke impulsivt ljud PTS	Icke impulsivt ljud TTS	N/A
Sälar		185 SEL_{cum}	170 SEL_{cum}	N/A
Sommar	Grävning/Grävskopa	0 m	0 m	
Vinter	Grävning/Grävskopa	0 m	0 m	
Sommar	TSHD	0 m	0 m	
Vinter	TSHD	0 m	0 m	
Sommar	Fartygstrafik	0 m	0 m	
Vinter	Fartygstrafik	0 m	0 m	

9.3 Fisk - Påverkansavstånd

Tabell 9-3. Påverkansavstånd från impulsiva ljudkällor för fisk och fisklarver.

Årstid	Aktivitet	Arter, flykthastighet [m/s]	TTS SEL _{cum}	Återhämtningsbar skada SPL _{pk}	Återhämtningsbar skada SEL _{cum}	Dödlig skada SPL _{pk}	Dödlig skada SEL _{cum}
Fisk och fisklarver (impulsivt ljud)			186 dB	207 dB	203 dB	207 dB	207/210 dB
Sommar	Pålning	Larver, 0	N/A	N/A	N/A	5 m	30 m
		Torsk (j), 0,38	570 m	5 m	5 m	5 m	5 m
		Sill, 0,9	250 m	5 m	0 m	5 m	0 m
		Torsk (v), 1,04	210 m	5 m	0 m	5 m	0 m
Vinter	Pålning	Larver, 0	N/A	N/A	N/A	5 m	35 m
		Torsk (j), 0,38	830 m	5 m	5 m	5 m	5 m
		Sill, 0,9	410 m	5 m	0 m	5 m	0 m
		Torsk (v), 1,04	350 m	5 m	0 m	5 m	0 m
Sommar	Pålning (med DBBC)	Larver, 0	N/A	N/A	N/A	0 m	5 m
		Torsk (j), 0,38	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
		Sill, 0,9	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
		Torsk (v), 1,04	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
Vinter	Pålning (med DBBC)	Larver, 0	N/A	N/A	N/A	0 m	5 m
		Torsk (j), 0,38	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
		Sill, 0,9	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
		Torsk (v), 1,04	0 m	0 m	0 m	0 m	0 m
Årstid	Aktivitet	Arter, flykthastighet [m/s]	TTS SEL _{cum}	N/A	Återhämtningsbar skada SEL _{cum}	N/A	N/A
Fisk och fisklarver (icke-impulsivt ljud)			204 dB	N/A	222 dB	N/A	N/A
Sommar	Grävning /Grävskopa	Larver, 0	N/A		N/A		
		Torsk (j), 0,38	0 m		0 m		
		Sill, 0,9	0 m		0 m		
		Torsk (v), 1,04	0 m		0 m		

Vinter	Grävning /Grävsropa	Larver, 0 Torsk (j), 0,38 Sill, 0,9 Torsk (v), 1,04	N/A 0 m 0 m 0 m		N/A 0 m 0 m 0 m		
Sommar	TSHD	Larver, 0 Torsk (j), 0,38 Sill, 0,9 Torsk (v), 1,04	N/A 0 m 0 m 0 m		N/A 0 m 0 m 0 m		
Vinter	TSHD	Larver, 0 Torsk (j), 0,38 Sill, 0,9 Torsk (v), 1,04	N/A 0 m 0 m 0 m		N/A 0 m 0 m 0 m		
Sommar	Fartygstrafik	Larver, 0 Torsk (j), 0,38 Sill, 0,9 Torsk (v), 1,04	N/A 0 m 0 m 0 m		N/A 0 m 0 m 0 m		
Vinter	Fartygstrafik	Larver, 0 Torsk (j), 0,38 Sill, 0,9 Torsk (v), 1,04	N/A 0 m 0 m 0 m		N/A 0 m 0 m 0 m		

9.4 Analys av ökad pålningsdiameter

Den antagna pålningsdiametern på 0,55 meter har använts i den ursprungliga modelleringen. Det är möjligt att pålningsdiametern kommer att vara större än detta, vilket då ändrar källnivån. Nedan visas källnivåer och resultat för en pålningsdiameter på 0,8 meter.

Källnivåer är följande;

- 0,55 meter i diameter $SPL_{rms,125ms} = 206$ dB
- 0,8 meter i diameter $SPL_{rms,125ms} = 210$ dB

Källnivån skiljer sig med 4 dB, vilket ändrar beteende-, TTS- och PTS-påverkansavståndet för alla djur som beaktats i denna rapport. Förändring av påverkansavstånden framgår nedan.

Tumlare;

- Beteendeförändring utan DBBC från 2 km till 3,5 km
- Beteendeförändring med DBBC från 640 meter till 850 meter
- TTS utan DBBC från 95 meter till 220 meter
- PTS utan DBBC från 5 meter till 10 meter

Sälar;

- Beteendeförändring utan DBBC från 900 meter till 1,4 km
- Beteendeförändring med DBBC från 215 meter till 350 meter
- TTS utan DBBC från 510 meter till 1,6 km
- PTS utan DBBC från 5 meter till 10 meter

Fisk;

- TTS utan DBBC från 830 meter till 2 km
- Dödlig skada, ingen DBBC SELcum från 35 meter till 70 meter

Worst-case scenarier beaktas i ovanstående beräkningar för en ökad pålningsdiameter. Endast påverkansavstånd som kommit att ändras av den ökade pålningsdiametern visas ovan. Övriga påverkansavstånd är desamma före och efter höjningen av källnivån.

10. Slutsatser

10.1 Tumlare

10.1.1 Anläggningsfas

- 1) Modelleringsresultaten visar att PTS uppstår vid pålning utan någon bullerreducerande åtgärd inom ett mycket litet avstånd (5 meter). Resultaten visar även att TTS kan uppstå vid kortare avstånd och upp till 95 meter utan några bullerreducerande åtgärder. Den värsta bullerkällan uppkommer från TSHD för TTS, med ett påverkansavstånd på 180 meter. Med DBBC för pålning reduceras TTS-avståndet till 5 meter.
- 2) Beteendepåverkan från pålning utan bullerreducerande åtgärder uppstår inom ett avstånd på 2 km. På grund av att pålen inte har samma diameter som havsbaserade vindkraftspålar är ljudnivåerna från pålning betydligt lägre vid hamnen. Pålning med DBBC minskar beteendestörningen med ca 60 %, så att avståndet blir ca 640 meter. För

TSHD, vilket är den värsta bullerkällan under anläggningsfasen, beräknas beteendepåverkan uppstå inom 10,2 km. TSHD medför betydligt högre ljudnivåer än andra muddringsmetoder. Beteendepåverkan vid grävning / grävskopa kan uppstå inom upp till 1,1 km avstånd.

10.1.2 Driftsfas

3) Det finns inga avstånd för TTS och PTS i driftsfasen, eftersom buller i driftsfasen utgörs av sjöfartsbuller och det mesta av energin är koncentrerad till de låga frekvenserna.

4) Det finns ett kort påverkansavstånd för beteendeförändring på cirka 280 meter, detta avstånd är endast med tanke på den momentana bullernivån från ett enskilt fartyg.

10.2 Sälar

10.2.1 Anläggningsfas

1) Sälar har ett hörselomfång i de lägre frekvenserna; sålunda visar resultaten att det finns ett påverkansavstånd för TTS upp till 510 meter för pålning utan några bullerreducerande åtgärder. Endast ett mycket kort påverkansavstånd uppstår för PTS, vilket innebär att sälen måste befinna sig nära ljudkällan. För pålningsaktiviteter med DBBC blir påverkansavstånden för PTS och TTS 0 meter. Påverkansavstånden är också 0 meter för PTS och TTS vid kontinuerliga bullerkällor.

2) Beteendepåverkan kan uppstå inom 900 meter för pålning och 215 meter för pålning med DBBC. Ingen beteendetröskel har fastställts för kontinuerliga bullerkällor; sålunda presenteras inga avstånd för dessa.

10.2.2 Driftsfas

3) Det finns inga avstånd för TTS eller PTS för sälar när det gäller driftbuller från sjöfartstrafik. Det finns inte heller några tröskelvärden för beteendeförändring vid kontinuerligt buller.

10.3 Fisk och fisklarver

10.3.1 Anläggningsfasen

1) Det är endast pålning som medför ett påverkansavstånd under anläggningsskedet, där TTS kan uppstå inom 830 meter. Den återhämtningsbara samt den dödliga skadan för fisk kan ske inom ett mycket litet avstånd, där de måste uppehålla sig nära intill ljudkällan. För fisklarver är avståndet något högre, upp till 35 meter för dödliga skador, eftersom de inte kan fly. För pålning med DBBC är avståndet cirka 5 meter för dödlig skada och 0 meter för TTS.

10.3.2 Driftsfas

2) Buller under driftsfasen beräknas inte ge några påverkansavstånd för fisk.

10.4 Analys av ökad pålningsdiameter

Om pålningsdiametern ökar från 0,55 meter till 0,8 meter ökar källnivån med 4 dB. Detta innebär att avstånd för beteendepåverkan ökar med en ungefärlig faktor på 1,3 till 1,75 för tumlare och sälar med eller utan DBBC. Påverkansavstånd avseende TTS- och PTS ökar för alla djur med en faktor på 2 till 3 utan DBBC. Med skyddsåtgärden DBBC förblir dock påverkansavstånden de samma till följd av den dämpade källnivån. Påverkansavståndet för dödlig skada på fisk ökar endast om DBBC inte används och då med en faktor på 2.

11. Referenser

- /1/ Danish Energy Agency, 2022, "Guidelines for underwater noise, Prognosis for EIA and SEA assessments".
- /2/ Danish Energy Agency, 2023, "Guidelines for underwater noise – Installation of impact or vibratory driven piles".
- /3/ Jensen, F.B., Kuperman, W.A., Porter, M., B., Schmidt, H., 2011, "Computational Ocean Acoustics", Second Edition Springer, New York, Dordrecht, Heidelberg, London.
- /4/ Anderson et al., 2017, "A framework for regulating underwater noise during pile driving", Swedish Defence research Agency (FOI), Swedish Environmental Protection Agency 2017.
- /5/ Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Fineran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R.J., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P., 2007, "Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations, Aquatic Mammals, 33, 411-512.
- /6/ Southall, "Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing, 2019, Aquatic Mammals, 45(2), 125-232.
- /7/ Russell et al., 2016, "Avoidance of wind farms by harbor seals is limited to pile driving activities, Journal of Applied Ecology.
- /8/ Popper, 2014, "Sound exposure guidelines for fishes and sea turtles: A technical report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI".
- /9/ Nehls et al., 2015, "Noise mitigation during pile driving efficiently reduces disturbance of marine mammals", Advances in Experimental Medicine and Biology 875, 755-762.
- /10/ Bellmann et al., 2014, "Overview of existing noise mitigation systems for reducing pile-driving noise", itap.
- /11/ Bellmann et al., 2020, "Underwater noise during percussive pile driving: Influencing factors on pile-driving noise and technical possibilities to comply with noise mitigation values", itap.
- /12/ Reine et al., 2012, "Characterization of underwater sounds produced by a backhoe dredge excavating rock and gravel", ERDC.
- /13/ Reine et al. 2014, "Characterization of underwater sounds produced by trailing suction hopper dredges during sand mining and pump-out operations", ERDC.
- /14/ de Jong et al., 2010, "Underwater noise of trailing suction hopper dredgers at Maasvlakte 2: Analysis of source levels and background noise", TNO Defence, Security and Safety.
- /15/ McQueen et al., 2020, "Ecological risk assessment of underwater sounds from dredging operations", IEAM, 16, 4, 481-493.
- /16/ Robinson et al., 2011, "Measurement of underwater noise arising from marine aggregate dredging operations", MALSF report.
- /17/ Wyatt et al., 2008, "Joint industry programme on sound and marine life review of existing data on underwater sounds produced by the oil and gas industry – Issue 1".
- /18/ McKenna et al., 2012, "Underwater radiated noise from modern commercial ships", Acoustical Society of America, 131(1), 92-103.
- /19/ Suedel et al., 2019, "Evaluating effect of dredging-induced underwater sound on aquatic species: a literature review", ERDC.