



Driftbuller från havsbaserade vindkraftsparker

En litteratur- och modelleringsstudie

Mathias Andersson, Emilia Lalander,
Johan Nygren och Frida Thörn

Mathias Andersson, Emilia Lalander, Johan
Nygren och Frida Thörn

Driftbuller från havsbaserade vindkraftsparker

En litteratur- och modelleringsstudie

Titel	Driftbuller från havsbaserade vindkraftsparker – En litteratur- och modelleringsstudie
Title	Operational noise from offshore windfarms – Literature review and modelling study
Rapportnr/Report no	FOI-R--5800--SE
Månad/Month	Oktober
Utgivningsår/Year	2025
Antal sidor/Pages	60
ISSN	1650–1942
Uppdragsgivare/Client	Länsstyrelsen i Halland
Forskningsområde	Undervattensforskning
FoT-område	Undervattensteknik
Projektnr/Project no	E86330
Godkänd av/Approved by	Irina Eriksson
Ansvarig avdelning	Försvarsteknik

Bild/Cover: Markus Linné

Denna rapport ska citeras som:

Andersson, M. H., Lalander, E., Nygren, J., Thörn, F. (2025). Driftbuller från havsbaserade vindkraftsparker– En litteratur- och modelleringsstudie. Totalförsvarets forskningsinstitut FOI-R--5800--SE, Stockholm, Sverige.

Detta verk är skyddat enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära och konstnärliga verk, vilket bl.a. innebär att citering är tillåten i enlighet med vad som anges i 22 § i nämnd lag. För att använda verket på ett sätt som inte medges direkt av svensk lag krävs särskild överenskommelse.

This work is protected by the Swedish Act on Copyright in Literary and Artistic Works (1960:729). Citation is permitted in accordance with article 22 in said act. Any form of use that goes beyond what is permitted by Swedish copyright law, requires the written permission of FOI.

Sammanfattning

Havsbaserade vindkraftsparker skapar en ny livsmiljö i havet där marina djur kan hitta mat och skydd. Samtidigt genererar turbinerna ett kontinuerligt driftbuller som riskerar att påverka djuren negativt genom att maskera viktiga ljud eller påverka deras beteende. I miljökonsekvensbeskrivningar för vindkraftsparker, ska bullerutredningar göras för att få en uppskattning av den rumsliga och tidsmässiga omfattningen av denna påverkan. Denna studie syftar till att ge en översiktlig beskrivning av driftbuller från havsbaserade vindkraftverk, utifrån vilka faktorer som påverkar ljudnivån samt hur detta buller kan påverka marina djur med fokus på tumlare och fiskar som torsk och sill samt deras ägg och larver. Studien bygger på en litteratur- och modelleringsstudie där bullernivån från både dagens och framtida vindkraftverk har beräknats. Källmodeller för vindkraftverk med och utan växellåda togs fram för vindhastigheterna 7 respektive 15 m/s. Dessa källmodeller användes för att skapa bullerkartor kopplat till olika platser med varierande miljö. En utvärderingsmetod utvecklades för att bedöma påverkan på fisk och tumlare inklusive påverkansnivåer för maskering och beteendepåverkan. Dessa nivåer är dock osäkra, då enbart ett fåtal studier redovisar vid vilka ljudnivåer djuren faktiskt har påverkats.

Nyckelord: havsbaserad vindkraft, driftbuller, ljudutbredning, modellering, bullerkartor, fisk, tumlare.

Summary

Offshore wind farms create a new habitat in the ocean where marine animals can find food and shelter. However, operational wind turbines generate a continuous noise that risks negatively affecting animals by masking important sounds or affecting behaviour. A noise assessment shall be carried out to get an estimate of the spatial and temporal scale of this impact. This study aims to provide an overview of operational noise from offshore wind turbines, which factors affect the noise level and how this noise can affect marine organisms with a focus on porpoises and fish: cod and herring and their eggs and larvae. This has been done through a literature and modelling study where the noise level from today's and future wind turbines has been calculated. Source models were developed for turbines with and without gearboxes and at wind speeds of 7 and 15 m/s respectively. These were used to make noise maps at different locations. An assessment method was developed for the impact on fish and porpoises, which includes impact levels for masking and behavioural effects. However, these levels are uncertain as only a few studies report at which sound levels the animals have been affected.

Keywords: offshore wind power, operational noise, sound propagation, modelling, noise maps, fish, porpoises.

Innehållsförteckning

1	Introduktion	7
1.1	Syfte och mål med rapporten	8
2	Undervattensakustik.....	9
2.1	Akustiska enheter och termer	9
2.2	Ljudutbredning i vatten	10
2.2.1	Parametrar som påverkar ljudutbredningen	11
2.2.2	Ljudutbredningsmodeller.....	12
2.3	Vindkraftverk som ljudkälla.....	13
2.3.1	Bottenförankrade vindkraftverk.....	14
2.3.2	Flytande vindkraftverk.....	14
2.4	Bullerkartor.....	14
3	Data och modeller	16
3.1	Källmodeller	16
3.1.1	Modellerade källnivåer för driftbuller.....	16
3.1.2	Parklayout	18
3.1.3	Geografiskt område	18
3.1.4	Modell för vind-genererat brus.....	19
3.2	Parameterstudie	20
3.2.1	Scenarier	21
4	Påverkan på marina djur	22
4.1	Hörsel och maskering	22
4.2	Beteendepåverkan.....	23
4.3	Populationseffekter	24
4.4	Utvärderingsmetod	24
4.4.1	Maskering.....	25
4.4.2	Beteendepåverkan.....	25
4.5	Fisk	26
4.5.1	Att leva i en bullrig miljö	26
4.5.2	Hörsel och maskering	27
4.5.3	Beteendepåverkan.....	28
4.5.4	Vandrande fisk	29
4.5.5	Ägg och larver	30
4.6	Tumlare.....	31
4.6.1	Hörsel och maskering	31
4.6.2	Beteendepåverkan.....	31
5	Resultat	33
5.1	Parameterstudie 1 – Effekt av layout och drivlina	33
5.2	Parameterstudie 2 och 3 – Effekt av säsong och auditiv frekvensvägning.....	35
6	Utvärdering av bullerpåverkan	37

6.1	Torsk	37
6.1.1	Maskering.....	37
6.1.2	Beteendereaktion	38
6.2	Tumlare	39
6.2.1	Maskering.....	39
6.2.2	Beteendereaktion	40
7	Mätning av driftbuller	43
8	Slutsatser	45
8.1	Parameterstudie.....	45
8.2	Påverkan på marina djur.....	45
9	Referenser	47
	Appendix A	55
A1.	Datahantering utfört av Quiet-Oceans.....	55
A1.1	Filtrering.....	55
A1.2	Bakåtpropagering	56
A1.3	Källmodeller.....	58
A2.	Sammanställning av alla resultat.....	58

1 Introduktion

När ett vindkraftverk byggs i havet skapas ett nytt ekosystem, då flytande och bottenförankrade fundament tillför nya hårda ytor till området, både i vattenvolymen och på havsbotten. Denna nya livsmiljö ger möjligheter för både djur och växter, som annars inte skulle förekomma i området, att etablera sig. Samtidigt påverkas det befintliga ekosystemet negativt genom att viss botten helt förstörs. När ekosystemet på fundamenten och botten har växt till sig kan fiskar, sälar, tumlare och fåglar hitta föda och nya livsmiljöer, något som har dokumenterats i flera studier och sammanställningar (Andersson och Öhman, 2010; Bergström m.fl., 2022, 2013; Degraer m.fl., 2023; Mavraki m.fl., 2021; Öhman, 2023). Till skillnad från många andra mänskliga strukturer i havet, genererar vindkraftverken ett nästan kontinuerligt driftbuller som sprids ut i vattenvolymen (Andersson m.fl., 2011; Bellmann m.fl., 2023; Tougaard m.fl., 2020). Detta buller kan potentiellt påverka marina djur negativt genom att bland annat göra det svårare för dem att höra egna eller andra ljud som kan vara viktiga för djuren (Clark m.fl., 2009). Vidare är det känt att ständig exponering för buller kan påverka många fysiologiska processer negativt (El-Dairi m.fl., 2024).

I havet förekommer naturliga ljud från vind, vågor, regn och andra djur, ljud som de marina djuren har hört under hela sin utveckling. Vinden låter inte speciellt mycket utan det är bubblorna som vågorna skapar som genererar ljud. Hur stora vågor som kan byggas upp beror på vindhastigheten och på hur stort vattenområde vinden verkar över samt vindens varaktighet. Högre vågor kan bildas om vinden blåser över ett större område, vilket leder till högre ljudnivåer (Prawirasara m.fl., 2024).

Sedan industrialismen har människan tillfört buller från flera industriella aktiviteter. Idag är den helt klart dominerande bullerkällan kommersiella fartyg, vilka förekommer i alla havsområden kring Sveriges kust. Fartygsbullret är, likt driftbullret från vindkraftverk, en ljudkälla av kontinuerlig karaktär och har mest energi inom samma frekvensintervall (<1 kHz). Vid de stora farlederna, som t.ex. i södra Östersjön kan utstrålat buller från fartyg uppfattas på flera kilometers håll (Lalander m.fl., 2021). Större kommersiella fartyg har idag en högre källnivå än vindkraftsturbiner (Mustonen m.fl., 2017). De förstnämnda rör dock på sig medan turbinerna står på samma plats hela tiden, vilket gör att dessa två ljudkällor påverkar marina djur på lite olika sätt.

Ljud kan färdas mycket långt i vatten, vilket medför att vindkraftsparker kommer att byggas i redan mer eller mindre bullriga miljöer. Detta måste beaktas när man utvärderar miljöpåverkan av havsbaserade vindkraftsparker. Östersjöns miljöstatus utvärderades av HELCOM under det tematiska området HOLAS 3, och visade att stora delar av södra Östersjön har en icke god miljöstatus, vilket är kopplat till fartygsbuller (HELCOM, 2023; Klauson m.fl., 2024). Andra mänskliga ljudkällor, som seismiska undersökningar, pålning och explosioner, är mer kortvariga i tiden men har högre ljudnivåer och därmed en annan typ av påverkan än kontinuerliga ljudkällor. Pålningsbuller, som förknippas med havsbaserad vindkraft, beskrivs utförligt i Andersson m.fl. (2025).

Redan idag är havet en ganska bullrig miljö, vilket gör att en vindkraftsparks akustiska avtryck beror mycket på var den byggs. I tillståndsprocessen för havsbaserade vindkraftverk tas en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) fram, men idag förekommer endast i enstaka fall beräkningar av driftbullrets akustiska avtryck och risken för negativ påverkan på marina djur. Det har ansetts att ljudnivån från varje vindkraftverk har varit för låg för att ge någon direkt negativ påverkan. Ansökningarna som lämnas in idag gäller större vindkraftverk (15–30 MW) än de som finns i drift (<10 MW) och därför är det lämpligt att inkludera driftbuller i bullerutredningar och att kontrollprogram utformas för att följa med i utveckling mot större vindkraftverk och dess bullerpåverkan. Dock saknas nationella vägledning för hur en sådan bullerutredning bör genomföras och hur ett kontrollprogram kan utformas. Det finns viss internationell erfarenhet att dra nytta av, framför allt från Danmark och Tyskland (Danish Energy Agency, 2023; Müller och Zerbs,

2011). Det finns andra ljudkällor kopplat till driften av en havsbaserad vindkraftspark, såsom buller från servicefartyg (Bellmann m.fl., 2023), men det är enbart bullret från själva vindkraftverket som denna studie fokuserar på.

Havsbaserad vindkraft anläggs på flera olika sätt och fundamenten kan se olika ut. De två grundtyperna av fundament är bottenförankrade eller flytande, men av de tusentals vindkraftverk som finns i havet idag är endast ett fåtal av den flytande typen. Dock kan det noteras att många av framtidens vindkraftverk som är avsedda att placeras på djupare vatten (>40 m) sannolikt kommer vara av den flytande typen, framförallt på den svenska västkusten. Av de bottenförankrade fundamenten är monopilefundament i stål den vanligaste typen (Wind Europe, 2021) och det är från dessa fundament som den mesta mätdata på driftbuller kommer ifrån Bellmann m.fl. (2023). Det finns också skillnader i drivlinan för vindkraftverk, då turbiner kan förekomma med eller utan växellåda. Detta leder till att både fundamenttypen och drivlinan kan påverka hur mycket buller som ett vindkraftverk genererar. Hur stor påverkan detta har på ljudnivån, är fortfarande oklart men en sammanställning från Tyskland visar på små skillnader (± 3 dB) i ljudnivå mellan olika fundamenttyper och drivlinor för dagens vindkraftverk (Bellmann m.fl., 2023).

1.1 Syfte och mål med rapporten

Rapporten syftar till att ge en översiktlig beskrivning av driftbuller från i huvudsak bottenförankrade havsbaserade vindkraftverk även om flytande vindkraftverk omnämns. Studien utgår ifrån vilka faktorer som påverkar ljudnivån och hur detta buller kan påverka marina djur med fokus på torsk, sill och tumlare. Detta har gjorts genom en litteratur- och modelleringstudie.

Målet med studien är att underlätta beredningsprocessen för vindkraftsparker genom att exemplifiera hur man kan modellera driftbuller med antaganden om olika källparametrar, såsom effekt (MW), källstyrka, frekvens, lokala ljudutbredningsförhållanden, samt typ av och antalet turbiner (med eller utan växellåda). Vidare ges ett förslag på en metod för hur den biologiska påverkan på marina djur, i form av maskering av viktiga signaler eller inducerad beteendepåverkan, kan beräknas och inom vilket område dessa effekter kan uppstå. Dock är kunskapsläget mycket begränsat när det gäller vid vilken ljudnivå driftbuller kan förväntas ge negativa effekter på marina djur.

Rapporten innehåller följande delar:

- En beskrivning av akustiska enheter, termer och ljudutbredning i vatten (kapitel 2).
- En beskrivning av ett vindkraftverk som ljudkälla baserad på litteratur och mätningar (kapitel 2 och 3).
- Tre parameterstudier för att beskriva det akustiska avtrycket från havsbaserad vindkraft (kapitel 3 och 5).
- En metod för att utvärdera det akustiska avtrycket från en vindkraftspark (kapitel 4).
- En kortare beskrivning av de ljudnivåer som kan ge negativa konsekvenser för fokusarterna torsk, sill, och tumlare, avseende både maskering och beteendereaktioner (kapitel 4).
- En beskrivning av inom vilket geografiskt område vindkraftsparkens akustiska avtryck kan påverka fisk och tumlare i tre svenska havsområden (kapitel 6).

Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) har anlitat det franska företaget Quiet-Oceans (QO) för att i nära samarbete med FOI genomföra modelleringsarbetet i parameterstudien. QO har tidigare genomfört flera storskaliga modelleringsarbeten av fartygbuller i Östersjön och Västerhavet (HELCOM, 2023; Sigra m.fl., 2016). QO har levererat en underlagsrapport på engelska som beskriver framtagandet av en källmodell för vindturbiner samt hur modelleringsarbetet genomförts och vilka resultat som uppnåtts (Hemon och Folegot, 2025). Resultaten från underlagsrapporten presenteras och sammanfattas i kapitel 5.

2 Undervattensakustik

För rapportering av uppmätta och beräknade ljudnivåer under vatten bör enheterna definieras enligt ISO 18405 Undervattensakustik – Terminologi (ISO, 2017). I detta kapitel ges en kort beskrivning av termer och enheter från standarden som är relevanta för driftbuller, samt en förklaring av andra användbara akustiska begrepp, såsom överskottsljudnivå (eng. excess level). Vidare presenteras vilken typ av ljudkälla som ett vindkraftverk är, vad som känns till idag om källnivån samt hur bullerkartor kan göras.

2.1 Akustiska enheter och termer

Ljudtrycksnivå (eng. sound pressure level, SPL) är ett mått på ljudtrycket i relation till ett referensljudtryck, angivet i den logaritmiska enheten decibel (dB). Den logaritmiska skalan lämpar sig väl för ljud i och med det stora omfånget av olika ljudtryck. Till exempel lämpar sig skalan för människors hörsel i luft, där det är i storleksordningen en faktor 10^6 mellan ljudtrycket vid vår hörseltröskel och ljudtrycket vid vår smärtröskel.

För undervattensakustik används referensljudtrycket $1 \mu\text{Pa}$, vilket är viktigt att inkludera när ljudnivåer anges så att det inte förväxlas med värden uppmätta i luft. Vatten är ett betydligt tätare medium än luft, och ljud uppfattas på ett annat sätt. Detta gör det svårare att direkt jämföra ljudnivåer uppmätt i luft och vatten, och det bör generellt undvikas. När ljudtrycksnivån anges i decibel är det därför av yttersta vikt att ange vilket referensljudtryck som används, och därmed vilket medium som avses, d.v.s. $20 \mu\text{Pa}$ i luft eller $1 \mu\text{Pa}$ i vatten.

Ljudtrycksnivån beräknas enligt

$$SPL = 10 \log_{10} \left(\frac{p_{rms}}{p_0} \right)^2 = 20 \log_{10} \left(\frac{p_{rms}}{p_0} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}, \quad (2.1)$$

där $p_0 = 1 \mu\text{Pa}$ är referensljudtrycket för vatten och p_{rms} är rms-värdet, även kallat effektivvärdet av ljudtrycket, vilket beräknas enligt

$$p_{rms} = \sqrt{\overline{p^2}} = \sqrt{\frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} p^2(t) dt} \text{ Pa}, \quad (2.2)$$

där kvadraten av ljudtrycket $p^2(t)$ integreras över en integrationstid $T = t_2 - t_1$. Termen $\overline{p^2}$ kallas även tidsmedelvärdet av effekten av ljudtrycket.

Ljudexponeringsnivå (eng. sound exposure level, SEL) är ett mått på den totala ljudexponeringen uppmätt under en viss integrationstid. Detta mått används ofta för impulsivt buller t.ex. buller från pålning. Ljudexponeringsnivå beräknas enligt

$$SEL = 10 \log_{10} \left(\frac{E_{p,T}}{E_{p,0}} \right) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}, \quad (2.3)$$

där $E_{p,0} = 1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ är referensnivån och $E_{p,T}$ är ljudexponeringen under tidsintervallet $T = t_2 - t_1$, vilken beräknas enligt

$$E_{p,T} = \int_{t_1}^{t_2} p^2(t) dt \text{ Pa}^2\text{s}. \quad (2.4)$$

Bakgrundsljud (eng. ambient noise) innefattar allt ljudbidrag från vind, vågor, regn, djur och mänskliga aktiviteter såsom fartygsbuller till den totala ljudbilden. Ibland nämns även naturligt bakgrundsljud, vilket syftar enbart på de abiotiska ljudkällorna.

Överskridandenivå (eng. exceedance) är ett statistiskt mått på ljudtrycksnivån, och ger det värde som ljudtrycksnivån (SPL) överskrider i en viss andel av mätningarna (uttryckt i procent). Överskridandenivån skrivs som L_x (dB re 1 μPa), där x ersätts med procentsatsen som avses. Till exempel, medianvärdet av ljudtrycksnivån över mätningarna ges av L_{50} .

Källnivå (eng. source level) är en karaktäriserande storhet av en källas utstrålade ljud. Källnivån kan antingen anges som dess ljudexponeringsnivå $L_{S,E}$ (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2\text{s}$) eller dess ljudtrycksnivå L_S (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$), och vilken som är lämpligast beror på ljudkällans tidsberoende. Källnivån motsvarar den nivå (antingen ljudexponering eller ljudtryck) som uppmäts 1 m från en tänkt punktkälla med samma källstyrka som den faktiska ljudkällan. Det förekommer därför även att exempelvis källnivån sett till ljudtrycksnivån anges som SPL (dB re 1 μPa @ 1 m), vilket blir ekvivalent med L_S . För kontinuerliga ljudkällor används dess ljudtrycksnivå L_S .

Överskottsljudnivå (eng. excess level) speglar förändringen i ljudbilden i och med ett pålagt mänskligt kontinuerligt bullerbidrag, samt huruvida det kan orsaka ytterligare maskering för marina djur. I Borsani m.fl. (2022) och de Jong m.fl. (2022) definieras överskottsljudnivån som skillnaden mellan ljudnivån under rådande förhållanden (eng. current condition) och under referensförhållanden (eng. reference condition), där rådande förhållanden inkluderar det pålagda bullret. Överskottsljudnivån ΔL beräknas alltså genom att ta skillnaden mellan den totala ljudnivån SPL_{tot} (bakgrundsljud + pålagt mänskligt buller) och bakgrundsljudnivån $SPL_{ambient}$ (vindbrus i denna studie) enligt

$$\Delta L = SPL_{tot} - SPL_{ambient} \text{ dB.} \quad (2.5)$$

Analyserna som presenteras i denna rapport har enbart beräknat överskottsljudnivåer på momentana ljudtrycksnivåer (minuter-timmar). Ett statistiskt mått av den beräknade överskottsljudnivån kan dock beräknas över längre tid, och kan då uttryckas i t.ex. median överskottsljudnivå per månad. Beräkningen av överskottsljudnivån måste dock alltid baseras på ett kortare tidsmått.

Frekvensspektrum representerar frekvensinnehållet av ett ljud eller signal. Frekvensberoendet kan presenteras i till exempel smalband, vanligtvis med steg om 1 Hz, eller tersband.

Tersband, även kallat decidekad (eng. 1/3-octave band (base 10), decidecade), är en definition av frekvensintervall i enlighet med SS-EN 61260-1 (ISO, 2014). Den totala effekten av ljudtrycket i varje tersband erhålls genom att summera bidragen inom det definierade frekvensintervallet. Data i tersband presenteras med dess nominella centerfrekvens.

Auditiv frekvensvägning tar hänsyn till ett djurs förmåga att höra ljud med olika frekvenser. Detta görs i form av en frekvensvägningsfunktion som kan liknas vid ett bandpassfilter: det släpper igenom ljud med frekvenser inom ett visst frekvensintervall, samtidigt som det dämpar bidrag utanför detta intervall. Marina djur kan delas in i funktionella grupper efter vilka frekvenser de kan uppfatta. Till exempel tillhör tumlare gruppen mycket högfrekventhörande valar (Very High Frequency, VHF, cetaceans). Metodik och parametrar för att tillämpa hörselgruppsspecifik auditiv frekvensvägning kan hämtas från flera publikationer (Lucke m.fl., 2024; National Marine Fisheries Service, 2024; Southall m.fl., 2019).

2.2 Ljudutbredning i vatten

Ljudets väg genom vattnet är komplex. Det finns flera modeller som beräknar den utifrån ett antal parametrar. Detta avsnitt beskriver kortfattat vilka modeller som finns, när man kan använda vilken modell samt vilka parametrar som påverkar resultatet från modellerna.

En djupare beskrivning av ljudutbredning i vatten och hur olika parametrar påverkar den inklusive illustrativa exempel finns i rapporten Andersson m.fl. (2025).

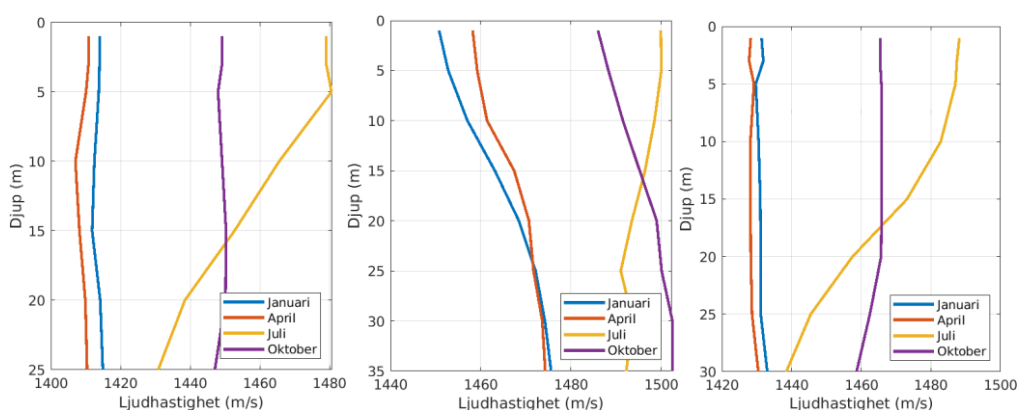
2.2.1 Parametrar som påverkar ljudutbredningen

Ljudhastigheten i grunda vatten beror främst på temperatur och salthalt. I djupa vatten beror den även på tryck. Både temperatur och salthalt varierar i djupled. Hur ljudhastigheten i sin tur varierar i djupled illustreras av så kallade **ljudhastighetsprofiler**. Dessa har stor påverkan på ljudutbredningen. Djupledsvariationerna gör att ljudet bryts mot områden med lägst ljudhastighet. Vanligtvis pratar man om fyra sorters ljudhastighetsprofiler:

- Uppåtbrytande profil: Ljudhastigheten är lägst nära ytan och ökar med djupet, vilket leder till att ljudnivån är betydligt högre vid ytan än botten.
- Nedåtbrytande profil: Ljudhastigheten minskar med djupet och är lägst nära botten, vilket leder till att ljudnivån är högre vid botten än ytan. Skillnaden mellan ljudnivå vid botten och ytan är inte lika stor som för den uppåtbrytande profilen eftersom botten absorberar mer av ljudet än vattenytan.
- Ljudkanal: Ljudhastigheten är som lägst någonstans i mitten av vattenkolumnen vilket resulterar i lokalt höga ljudnivåer vid ett specifikt djup.
- Isoveli: Ljudhastigheten är konstant.

Vilken effekt de olika profilerna får på ljudutbredningsförlusten (eng. propagation loss) beror även på djupet hos källan och mottagaren. Ljudet bryts mot de områden där ljudhastigheten är låg. Högst ljudnivå fås om både källan och mottagaren befinner sig i ett ljudhastighetsminimum (t.ex. i en ljudkanal). Ett vindkraftverk kan därmed höras olika långt beroende på var i vattenvolymen mottagaren, i detta fall ett djur, befinner sig.

Vilken slags ljudhastighetsprofil som råder beror på plats och på vilken årstid det är. Exempel på ljudhastighetsprofiler för några utvalda områden i svenska vatten för olika årstider ses i figur 1. Under januari är ljudhastigheten ofta någorlunda konstant i djupled (isoveli) då höstens stormar blandar runt vattnet och ytvattnet kyls av. Under juli ses en högre ljudhastighet nära ytan på grund av uppvärmningen av ytvattnet (nedåtbrytande profil), framförallt i Bottenviken och södra Östersjön. Vid kraftiga vindar kan helt olika ljudhastighetsprofiler erhållas över en tidsperiod på bara några enstaka dygn eftersom vattnet blandas om. Det är därför viktigt att både inkludera ljudhastighetsprofilen vid modellering av ljudutbredning, samt att mäta denna samtidigt som ljudnivån mäts i havet.



Figur 1. Exempel på ljudhastighetsprofiler för olika platser under olika delar på året för år 2022. Längst till vänster ses Bottenviken följt av Kattegatt och därefter södra Östersjön. Källa: EMODnet och Mackenzie (1981).

Absorption, även kallat dämpning eller attenuering, i vattnen beror främst på salthalten och frekvensen, där en högre salthalt och högre frekvens ger ökad dämpning. För frekvenser under 1 kHz kan man normalt bortse från absorptionen. Som exempel är absorptionen vid 1 kHz ca 0,06 dB/km i Västerhavet (salthalt 35 ‰) och ca 0,04 dB/km i

Östersjön (salthalt 7 ‰). Det innebär att signalen dämpats mindre än 1 dB över en sträcka på 15 km vid 1 kHz.

Bottensediment och batymetri kan påverka ljudutbredningen avsevärt, både genom bottensedimenttypen (t.ex. lera, sand och berg) och genom djupförhållandena. För högre frekvenser är det tydligt att mjukare botten absorberar en större del av ljudet och därmed ger en högre ljudutbredningsförlust än hårdare botten. För lägre frekvenser spelar även skjuvvågorna i botten samt berggrunden under sedimentskikten en stor roll. Det kan dock vara svårt att få tillgång till bottensedimentdata med hög upplösning, vilket leder till stora osäkerheter i beräkningar av ljudutbredningen. Många gånger görs noggranna geologiska undersökningar inför konstruktionen av en vindkraftspark, vilket kan ge värdefull information för modelleringen.

Ett vanligt sätt att modellera botten är genom att dela in den i ett antal vertikala skikt.

Varje skikt ges en tjocklek och sedimenttyp (som t.ex. lera, sand eller berg).

Sedimenttypen representeras i sin tur via en uppsättning akustiska parametrar såsom ljudhastighet, densitet och dämpning mm. Om alla skikt, inklusive gränsskiktet mellan vattenvolymen och botten, är plana och inte varierar med det horisontella avståndet från källan, kallas miljön för planskiktad. Se exempel på effekten av olika bottensediment på ljudutbredningen i Andersson m.fl. (2025).

2.2.2 Ljudutbredningsmodeller

För att beräkna ljudutbredningen i vatten används ett antal olika modelleringsmetoder. Dessa skiljer sig i både komplexitet och giltighetsområde avseende frekvens. Nedan listas de metoder som återfinns i litteraturen (Jensen m.fl., 2011) samt beskrivna i Andersson m.fl. (2025):

- Strålgång (eng. ray tracing): En snabb och effektiv metod som tillåter variationer i både djupled och avståndsled, men som enbart är giltig vid höga frekvenser. Som tumregel används 1 kHz som undre gräns.
- Planskiktade formuleringar: Exakta lösningar av vågekvationen som enbart tillåter variationer i djupled. Tar längre tid vid högre frekvenser. Finns i två olika varianter:
 - Vågtalsintegration (eng. wavenumber integration).
 - Normalmoder (eng. normal modes).
- Paraboliska ekvationer (eng. parabolic equations): En approximativ metod som tillåter variationer i djupled och svaga variationer i avståndsled. Approximationen är giltig främst i fjärrfältet (långt bort från källan) och för mjukare botten.
- Direkta diskretiseringsmetoder såsom finita differenser eller finita element (eng. finite differences or finite elements): Beräkningstunga metoder som tillåter variationer i både djupled och avståndsled, där beräkningstiden ökar med ökad frekvens. Metoderna löser vågekvationen utan att göra några antaganden eller förenklingar, men kräver en begränsad beräkningsdomän vilket kan skapa reflektioner från de artificiella ränderna.

I tabell 1 finns en sammanställning för vilka frekvensintervall olika metoder är lämpliga att använda för att ge trovärdiga resultat.

Tabell 1. Beskrivning av de olika modelleringsmetoderna, för vilka miljöer och för vilka frekvenser de är lämpliga.

Miljö	Låg frekvens (ca <1 kHz)	Hög frekvens (ca >1 kHz)
Planskiktad miljö	Vågtalsintegration eller normalmoder	Strålgång
Svagt avståndsvarierande miljö i fjärrfältet	Paraboliska ekvationer	
Avståndsvarierande miljö i närfältet	Direkta diskretiseringsmetoder	

Utöver de olika modelleringsmetoderna finns även en vanligt förekommande semi-empirisk formel som kan användas när informationen om relevanta parametrar är otillräcklig för ovanstående modelleringsmetoder:

$$PL = A \log_{10}(r) + \alpha r \text{ dB}, \quad (2.6)$$

där PL anger ljudutbredningsförlusten (eng. propagation loss) och r [m] anger avståndet till källan. Koefficienten A sätts normalt till ett tal mellan 10 och 20. Absorptionsparametern α [dB/m] kan vanligen försummas vid låga frekvenser (<1 kHz) och/eller söta/bräckta vatten.

2.3 Vindkraftverk som ljudkälla

Vinden får vindkraftverkets rotor att snurra och rotationen omvandlas till el i generatoren. Generatoren och annan utrustning sitter skyddad i maskinhuset högst uppe i vindkraftverkets torn. Driftbuller från vindkraftverk innefattar bidrag från bland annat det kopplade systemet mellan rotorn, maskinhuset och tornet, vilket är tonalt och lågfrekvent (Xu m.fl., 2021; Yang m.fl., 2024). Bullret som strålar ut i vattnet kopplas främst till vibrationerna som uppstår i systemet på grund av yttre och/eller inre faktorer, t.ex. turbulens, fluktuationer i vridmoment, kuggingrepp, och elektriska störningar (Yang m.fl., 2018).

Karaktäristiken hos det tonala bullerbidraget kopplar till de tekniska lösningarna som tillämpats för den typen av vindkraftverk, t.ex. komponenterna i drivlinan. Två av de mer konventionella teknikerna som används i vindkraftverkens drivlina idag är att använda en växellåda (eng. gearbox) mellan rotorn och generatoren, eller att låta generatoren vara direktdriven av rotorn (eng. direct drive). Genom att ta bort växellådan kan vibrationer och ljud kopplat till kuggingrepp inuti växellådan elimineras. Däremot behöver den direktdrivna generatoren anpassas efter de förändrade driftförhållandena. Med växellåda förväntas generatoren arbeta vid låga vridmoment och höga rotationshastigheter, medan det motsatta gäller vid direktdrift. Detta medför att generatoren kommer att behöva vara större med direktdrift än med växellåda vid samma märkeffekt (eng. rated power), d.v.s. den maximala effekten för turbinen. Baserat på dagens vindkraftverk så är bullerbidraget från växellådan och generatoren av mer tonal karaktär. Flera andra tekniska faktorer och lösningar spelar dock in i vad den slutgiltiga källnivån och dess karaktäristik blir.

Från och med en viss vindhastighet, kallad märkvind (eng. rated wind speed), genererar turbinen dess märkeffekt, varefter styrning av bland annat rotorbladens lutningsvinkel tillämpas för att minska vridmoment och rotationshastighet för att på så sätt bibehålla konstant genererad effekt (Apata och Oyedokun, 2020). Överskrider däremot vindhastigheten en viss gräns, kallad stoppvind (eng. cut-out wind speed), stoppas turbinen helt. Vindhastighetsintervallet mellan märk- och stoppvind utgör turbinens arbetsområde vid sin märkeffekt, och kan variera mellan olika turbintyper och storlekar. Detta intervall kan med fördel tas hänsyn till vid valet av turbin beroende på var vindkraftverket är tänkt att byggas, så att intervallet överensstämmer med de typiska vindhastigheterna i området, se exempel i avsnitt 3.1.4.

Detta avsnitt fokuserar på uppmätta ljudnivåer från bottenförankrade och flytande vindkraftverk. Mätresultat på driftbuller från dagens havsbaserade vindkraftverk har publicerats i främst konsultrapporter och vetenskapliga artiklar, men p.g.a. avsaknad av en gemensam mätstandard försvåras jämförelser mellan studier. Inom forskningsområdet har det även gjorts modellstudier på driftbuller från havsbaserade vindkraftverk som t.ex. Marmo m.fl. (2013).

2.3.1 Bottenförankrade vindkraftverk

Driftbullret från bottenförankrade, havsbaserade vindkraftverk kan beskrivas som lågfrekvent tonalt buller (Bellmann m.fl., 2023; Holme m.fl., 2024; Tougaard m.fl., 2020; Yoon m.fl., 2023), vilket främst kommer från vibrationer kopplat till komponenter i maskinhuset (Yoon m.fl., 2023). Bullerbidraget från vindkraftverken är relativt litet på längre avstånd, framförallt i förhållande till stora fraktfartyg, men det kumulativa bidraget kan bli signifikant över tid eftersom vindkraftverken är stationära, kontinuerliga ljudkällor som förväntas vara i drift under lång tid. I tysta miljöer, där bakgrundsljudnivån är lägre än bidragen från vindkraftverken, kan bullerbidraget från vindkraftverksparken resultera i en höjning av bakgrundsnivån både i turbinernas närområde och längre bort från parken (Tougaard m.fl., 2020).

De uppmätta ljudtrycksnivåerna från dagens bottenförankrade vindkraftverk (upp till cirka 8 MW) är mellan cirka 110–135 dB re 1 μ Pa på ett avstånd av 100 meter (Bellmann m.fl., 2023; Tougaard m.fl., 2020). Dessa nivåer är uppmätta inom ett frekvensområde upp till cirka 1 kHz. Merparten av bullret är under 200 Hz. I Tougaard m.fl. (2020), identifieras en statistiskt signifikant korrelation mellan den uppmätta ljudtrycksnivån i förhållande till vindhastighet, effekt samt avstånd, vilken används till att skatta en empirisk modell. Denna modell har använts i senare studier av bland annat Holme m.fl. (2024), där resultaten indikerar att modellen tenderar att överskatta ljudnivåerna. I rapporten Bellmann m.fl. (2023), som sammanställer ett av de mer omfattande dataunderlagen sett till antal mätningar och olika turbinstorlekar samt fundamentstyper, hittas ingen statistiskt signifikant korrelation mellan ljudnivån i vattnet och fundamentstyp eller effekt i dataunderlaget. De menar dock att avsaknaden av korrelation mellan ljudnivå och effekt kan bero på att direktdrivna turbiner förekommer i större utsträckning bland turbinerna med högre effekt i dataunderlaget.

2.3.2 Flytande vindkraftverk

I Burns m.fl. (2022) och Risch m.fl. (2023) analyseras mätdata från flytande vindkraftverk utanför nordöstra Skottlands kust. I båda studierna karaktäriseras bullret till att bestå av två delar: ett kontinuerligt, tonalt och lågfrekvent ljud upp till 500 Hz (där majoriteten av bidraget låg under 200 Hz) som kopplas till rotorn och generatoren och är starkt korrelerat till vindhastighet, samt ett transient bredbandigt ljud som kopplas till förtöjningssystemet. Det tonala ljudet, både till dess karaktär och uppmätta nivå, är enligt Risch m.fl. (2023) likt det från bottenförankrade vindkraftverk. Burns m.fl. (2022) menar på att förekomsten av det transienta bidraget är korrelerat till våghöjden, och uppstår främst vid förtöjningen nära plattformen.

Källnivåerna vid 1 meter beräknas i studierna med bakåtoppropagering, d.v.s. skattar vad nivån bör vara vid 1 meter givet mätningar längre bort samt en antagen ljudutbredningsmodell, och blir enligt Burns m.fl. (2022) (L_s) 162,5–167,2 dB re 1 μ Pa²m² för Hywind (6 MW), medan det enligt Risch m.fl. (2023) beräknas till (SPL @ 1 m) 145,4 dB re 1 μ Pa @ 1 m för Hywind och 148,8 dB re 1 μ Pa @ 1 m för Kincardine (9,5 MW). Resultaten för Hywind är inte direkt jämförbara enligt Risch m.fl. (2023), bland annat på grund av olika metodikval.

2.4 Bullerkartor

Bullerkartor är ett vanligt sätt att presentera hur ljudnivån kan variera i tid och rum i ett visst havsområde. Dessa har använts länge för fartygsbuller (de Jong m.fl., 2022; Folegot m.fl., 2016) och är en central del i den metod som antagits i EU för utvärderingen av god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet, Deskriptor 11, för kontinuerligt lågfrekvent undervattensbuller relaterat till mänskligt buller i europeiska vatten (Borsani m.fl., 2022). För att kunna göra en bullerkarta behöver ett stort antal parametrar fastställas, kopplat till ljudutbredningen, se exempel i avsnitt 2.2. Vidare behöver ljudkällornas källnivå vara uppskattad. Det saknas idag en internationell standard för hur bullerkartor ska beräknas

och vilka parametrar som behöver beskrivas. I en rapport från EU:s Expertgrupp Technical Group Noise listas ett antal parametrar, både temporala och spatials, som är viktiga och som behöver beskrivas för att kunna jämföra bullerkartor för fartygsbuller producerade av olika forskargrupper eller konsulter (Borsani m.fl., 2022).

För bullerkartor med havsbaserade vindkraftverk som ljudkälla finns exempel på hur detta kan göras, både i rapporter och i artiklar (Baldachini m.fl., 2024; Küsel m.fl., 2022; Stöber och Thomsen, 2021). Tillvägagångssättet att ta fram bullerkartor över driftbuller från vindkraftverk är samma som för fartygsbullerkartor, men ljudkällan blir annorlunda, se vidare i kapitel 3. Vindkraftverk är stationära och källnivån är vindberoende, vilket inte gäller för enskilda fartyg. Fundamentet för bottenförankrade vindkraftverk, där vibrationerna från rotern, maskinhuset och tornet strålar ut som buller i vattnet, utgör en ljudkälla som går igenom hela vattenvolymen och är inte bara placerad vid ytan som ett fartyg. Det kan vara nödvändigt att komplettera bullerkartor för havsbaserade vindkraftverk med fartygsbuller, särskilt om parken placeras i ett område nära en farled eller om servicefartyg förväntas bidra med buller.

3 Data och modeller

I detta kapitel presenteras de olika val och antagande av modeller som använts vid parameterstudierna gällande driftbullermodeller, parkens storlek och utformning, det geografiska området och säsong, samt modell för vind-genererat brus. Utöver detta presenteras även framtagande av bullerkartor. I appendix A beskrivs några osäkerhetsfaktorer i närmare detalj kopplat till modelleringen, vilka kan vara relevanta att ta del av i samband med detta kapitel, samt innan genomgången av resultat och slutsatser i rapporten. Ljudnivåerna som presenteras i denna rapport kommer explicit skrivas ut med den auditiva frekvensvägningen som har använts, om så är fallet. Till exempel betyder SPL_{VHF} att det rör sig om en VHF-vägd ljudtrycksnivå. Om ingen auditiv frekvensvägning nämns eller står i namnet likt exemplet ovan, så utgår det i denna rapport att röra sig om ett ovägt värde. Samtliga beräknade nivåer i dessa parameterstudier, såväl ovägd som vägd, begränsar frekvensinnehållet till mellan 20 Hz–1 kHz.

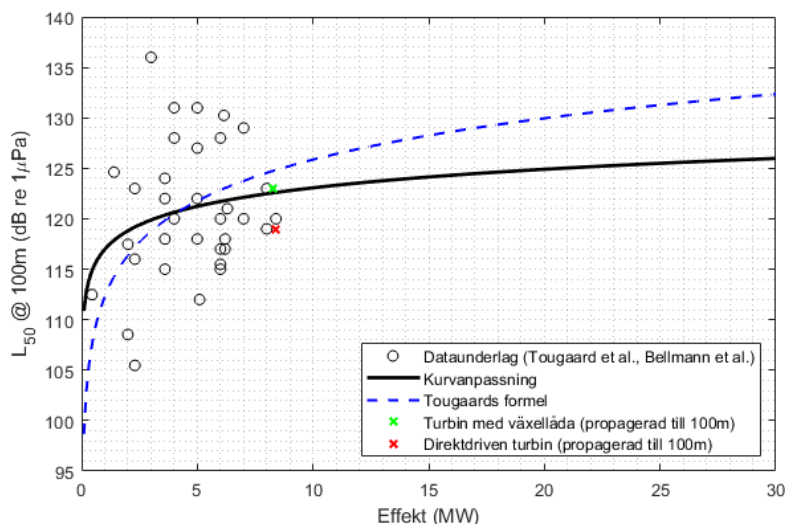
3.1 Källmodeller

Den antagna källmodellen för driftbullret från vindkraftverk med märkeffekter på 15–30 MW utgår från både dataunderlag från Bellmann m.fl. (2023) och Tougaard m.fl. (2020), och enskilda mätningar på två olika havsbaserade vindkraftverk utfört av Århus Universitet. Mätningarna utfördes i Östersjön (Kriegers flak) under 97 dagar på sensommar/hösten 2023, samt i Nordsjön (Horns rev 3) under 43 dagar på vintern 2023/2024 med ett batteridrivet hydrofonsystem på vardera platsen. Vindkraftverket i Östersjön använder en direkt driven turbin med en effekt på 8,4 MW, och den i Nordsjön använder växellåda och har en effekt på 8,3 MW.

Analysen och behandlingen av mätdata för att ta fram källmodellen har utförts av QO i dialog med FOI (Hemon och Folegot, 2025). Sammanfattningsvis har medianen av den bredbandiga (20 Hz–1 kHz) ljudtrycksnivån för de teoretiska vindkraftverken i de högre effekterna (15 och 30 MW) skattats genom att ta fram en kurvanpassning från dataunderlaget i Bellmann m.fl. (2023) och Tougaard m.fl. (2020), medan de enskilda mätningarna har använts för att modellera källnivåernas frekvensberoende. I modelleringen har den bredbandiga ljudtrycksnivån vid 100 m antagits vara densamma för den direkt drivna modellen som för modellen med växellåda vid samma effekt, vilket motsvarar värdet för kurvanpassningen vid en viss effekt (tabell 2). Det är således enbart hur källnivån är fördelad över olika frekvenser som skiljer den direkt drivna modellen från modellen med växellåda. Detta skiljer sig något från slutsatserna i Bellmann m.fl. (2023) och Tougaard m.fl. (2020), där det indikerades att direkt drivna turbiner hade något lägre ljudnivåer vid 100 m, och angavs i Bellmann m.fl. (2023) som en möjlig förklaring till bristen på korrelation i deras data mellan turbinens effekt och uppmätt ljudnivå.

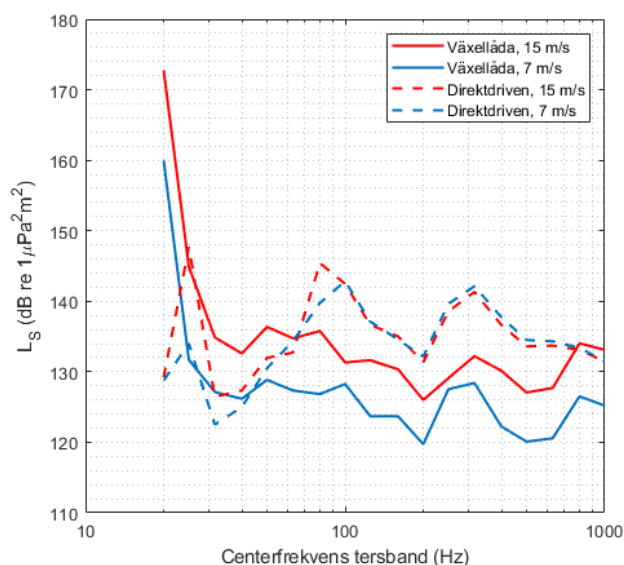
3.1.1 Modellerade källnivåer för driftbuller

I figur 2 presenteras medianen av ljudtrycksnivån (SPL) vid 100 meter från källan som funktion av turbinens märkeffekt. Under 9 MW syns det sammanslagna dataunderlaget (0,45–8,4 MW) från både Bellmann m.fl. (2023) och Tougaard m.fl. (2020), som används till att anpassa en kurva. Kurvanpassningen används senare till att skatta mediannivån på framtidens vindkraftverk i denna studie. Här visas även Tougaards formel som jämförelse, som är framtagen av Tougaard m.fl. (2020) från samlade mätningar av något mindre vindkraftverk (0,2–6,2 MW). Tougaards formel ökar mer vid högre effekt än kurvanpassningen i denna studie, men detta kommer av att Tougaard saknade data för turbiner med märkeffekt över ca 6 MW.



Figur 2. Mediannivån av ljudtrycket uppmätt vid 15 m/s (L_{50}), 100 m från vindkraftverket som funktion av dess märkeffekt för frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Baserat på mätningar vid vindkraftverk, där ljudnivån sedan propagerats till 100 m med ljudutbredningsmodeller. Data från Bellmann m.fl. (2023) och Tougaard m.fl. (2020). Rött och grönt kryss är de enskilda mätningarna har använts för att modellera källnivåernas frekvensberoende. Nivåerna som används i denna studie följer kurvanpassningen för 15 och 30 MW.

De slutgiltiga källmodellerna för båda typer av drivlina från QO:s analys presenteras i figur 3 och tabell 2. Källan i QO:s ljudutbredningsmodell bestod av tre punktkällor i vattenvolymen. Kurvanpassningen är utförd på medianen av ljudtrycksnivån på ett avstånd av 100 meter från en ekvivalent källa. Notera att i ett fall där värsta-fall-scenario (eng. worst case scenario) ska tillämpas, så kan det vara fördelaktigt att detta scenario avser parken i sin helhet och inte för varje enskilt vindkraftverk i parken. Om 95-percentilen för källnivån ansätts för varje enskilt vindkraftverk kan parken i sin helhet komma att representera ett betydligt ovanligare scenario. 95-percentilen av den genomsnittliga källnivån över samtliga vindkraftverk i parken kan bli beroende av antalet vindkraftverk i parken. Det finns även en teknisk aspekt gällande hur många vindkraftverk i parken som kommer kunna arbeta ”ostört”, d.v.s. utan inverkan från närliggande turbiner. Analysen tar inte hänsyn till denna aspekt.



Figur 3. Källnivåspektra för vindkraftverk med växellåda (Horns rev) och direktdriven (Kriegers flak) generator vid vindhastigheterna 7 och 15 m/s beräknat baserat på mätdata. Källnivån är beräknad som ljudtrycksnivån SPL uppmätt 1 meter från en ekvivalent punktkälla. Enskilda källnivåer per tersband listas i appendix A, tabell A3.

Tabell 2. Antagna bredbandiga medianljudtrycksnivåer för 20 Hz–1 kHz, på ett avstånd av 100 meter från källan given märkeffekt på antingen 15 eller 30 MW. Värdena är beräknade utifrån kurvanpassningen av dataunderlaget från Bellmann m.fl. (2023), se figur 2. Notera att kurvanpassningen baseras på en vindhastighet av 15 m/s.

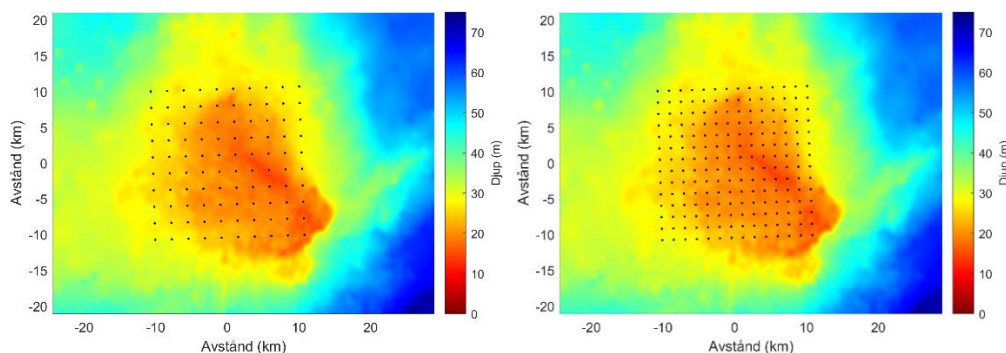
Märkeffekt (MW)	L ₅₀ (dB re 1 µPa) vid 100 m från källan, bredband
15	124
30	126

3.1.2 Parklayout

Havsbaserade vindkraftsparker kan bestå av olika antal vindkraftverk och vara av olika storlekar. Studien tog därför fram två typlayouter av vindkraftsparker där antal vindkraftverk, effekt och avstånd mellan vindkraftverken varierar medan parkens totaleffekt och yta var i stort sett samma för att de ska vara jämförbara (tabell 3). För att göra jämförelsen så likvärdig som möjlig har kvadratiska layouter tagits fram vilket ofta är ovanligt i verkligheten (figur 4). Exempelen är framtagna efter en sammanställning av vilka typer av parker som finns föreslagna i de tillståndsansökningar som Kustlänsstyrelserna fått in under de senaste åren. Det förekommer parker med både fler och färre vindkraftverk, men det finns en praktisk begränsning i hur många variationer denna studie kan räkna på. Det förekommer flytande vindkraftverk på större djup i Skagerrak och Kattegatt, men denna modelleringsstudie begränsas till bottenförankrade vindkraftverk vilka idag ofta byggs på max 40 m djup.

Tabell 3. Översikt av de två layouterna som används i studien.

Layout	Antal turbiner (st)	Märkeffekt (MW)	Avstånd mellan verk (m)	Total effekt (MW)	Total yta (km ²)
1	10*10=100	30	2300	3000	20,7*20,7=428
2	14*14=196	15,3	1600	2999	20,8*20,8=433



Figur 4. De två layouterna som används i studien. Layout 1 till vänster och layout 2 till höger visas på en bakgrund av batymetrin (från EMODnet) i ett område i södra Östersjön.

3.1.3 Geografiskt område

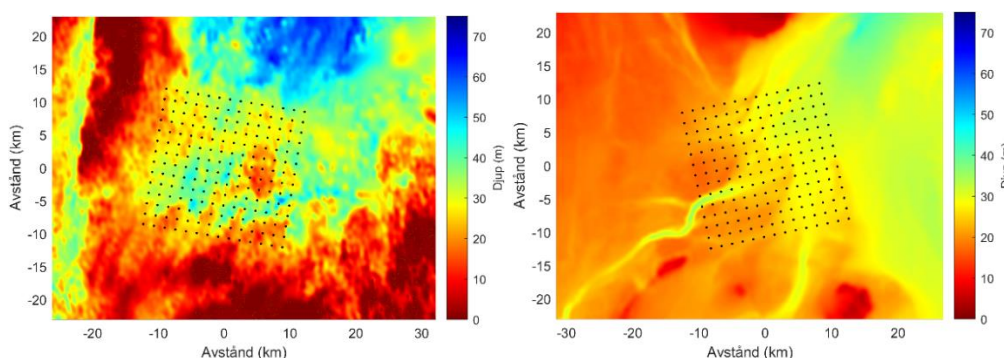
Sverige har en lång kust med ett varierat hav där temperatur, salthalt, djup och botten sediment varierar kraftigt. Alla dessa parametrar påverkar ljudutbredningen i vattnet, vilket beskrevs i avsnitt 2.2. För att illustrera skillnaderna i akustiska avtryck hos vindkraftsparker beroende på geografisk placering, har studien valt ut tre representativa områden för modelleringen: Kattegatt, södra Östersjön och Bottenviken. Dessa tre områden är relevanta då flertalet vindkraftsbolag, enligt Kustlänsstyrelserna, ansökt om etablering av havsbaserad vindkraft i dessa områden. Observera att denna studies beräkningar ska ses som exempel och är inte avsedda som underlag för bullerutredningar.

Alla miljöparametrar har tagits från olika databaser och presenteras i tabell 4. Fler detaljer om detta kan hittas i QO-rapporten Hemon och Folegot (2025). Det finns en stor

variation i miljöparametrar i och mellan dessa områden som illustrerar variationen i svenska havsområden. Modelleringen i parameterstudie 1 jämför layout 1 och 2 medan parameterstudie 2 och 3, baseras på layout 2, som karaktäriseras av ett större antal mindre vindkraftverk. Parkernas placering har valts för att få så jämn havsbotten som möjligt i varje område, och visas i figur 4 och figur 5.

Tabell 4. Miljöparametrar för de tre områdena som användes i modelleringen och var data kom ifrån i Hemon och Folegot (2025).

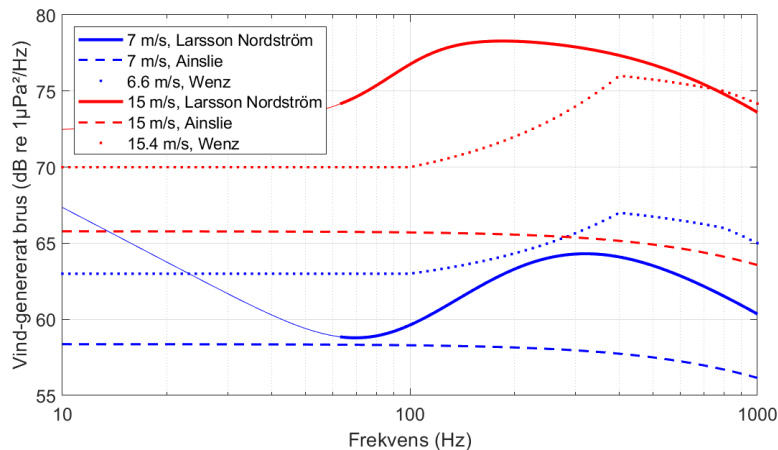
Parameter	Källa
Batymetri	European Marine Observation and Data Network (EMODnet)
Salthalt	Frankrikes marina hydrografiska och oceanografiska service (SHOM)
Ljudhastighetsprofil	EU Copernicus Marine Service (CMEMS)
Bottensediment	Frankrikes marina hydrografiska och oceanografiska service (SHOM)
Våghöjd	EU Copernicus Marine Service (CMEMS)
Vindhastighet	National Centers for Environmental Prediction (NCEP)
Tidvatten	Frankrikes marina hydrografiska och oceanografiska service (SHOM)



Figur 5. Layout 2 av vindkraftsparken som användes i Bottenviken (vänster) och Kattegatt (höger) på en bakgrund av aktuell batymetri (från EMODnet) i respektive havsområde.

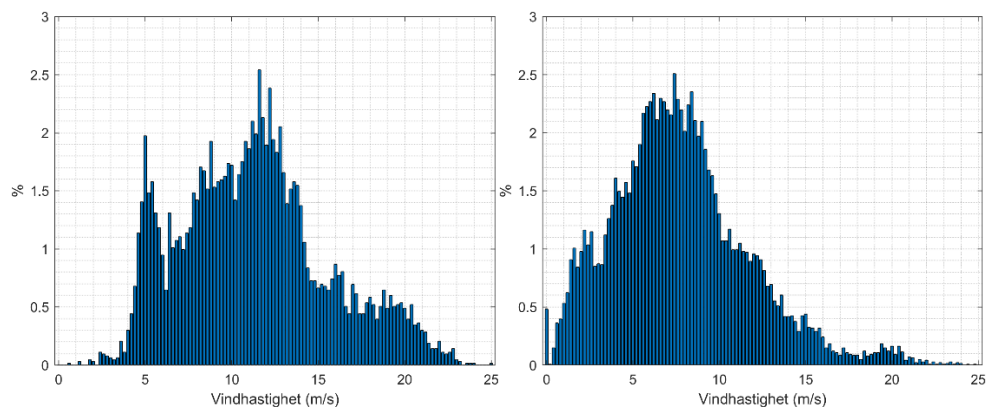
3.1.4 Modell för vind-genererat brus

Även om det är själva bubblorna i vågorna som genererar ljud, används ofta vindhastigheten istället för våghöjd i modelleringar då den ofta är lättare att mäta. Valet av modell för vindgenererat brus kan ha stor inverkan på resultatet, då både den totala ljudtrycksnivån och överskottsljudnivån beror på vindbrusbidraget. Detta gäller framförallt om det antropogena, pålagda bullerbidraget är relativt litet. I figur 6 presenteras tre olika brusmodeller. Modellen från Wenz (1962) är framtagen för djupa hav och oceaner, Larsson Nordström m.fl. (2022) är baserad på mätningar från södra Östersjön, och Ainslie (2010) är en modell för Nordsjön. I sina beräkningar använder QO modellen från Ainslie (2010). Jämfört med modellen från Larsson Nordström m.fl. (2022), kan det resultera i en underskattning av vindbrusbidraget med upp till 13 dB beroende på vindhastighet och frekvens.



Figur 6. Kurvor för vind-genererat brus från tre modeller (Ainslie, 2010; Larsson Nordström m.fl., 2022; Wenz, 1962) för två olika vindhastigheter. För Larsson Nordströms modell används data från Norra Midsjöbanken under sommaren. Notera att denna inte är anpassad till frekvenser under 63 Hz (markerat med smal linje). Notera även att Wenz modellerar miljöbruset, vilket innebär att även andra bruskällor än vinden (såsom buller från fartygstrafik) kan bidra till den modellerade nivån.

I QO:s analys görs en kompromiss gällande val av vindhastighet. Här väljs 7 och 15 m/s att representera ”medelhög” och ”hög” vindhastighet. Detta speglar nödvändigtvis inte förekomsten av dessa vindhastigheter i den ursprungliga mätdata (figur 7) där det är högre vindhastighet i Nordsjön än i Östersjön. Detta medför att turbinerna har designats för olika vindhastigheter vilket skulle kunna påverka det utstrålade bullret.



Figur 7. Fördelningen av vindhastighet under mättiden vid de olika platserna, Nordsjön (vänster) och Östersjön (höger).

Förslagsvis kan vindhastighetsfördelningen användas för mer noggranna analyser av potentiell miljöpåverkan i en bullerutredning, då det beräknade akustiska avtrycket vid olika vindhastigheter kan avvägas i förhållande till hur vanligt förekommande det är.

3.2 Parameterstudie

Syftet med parameterstudierna är att utvärdera de olika parametrarnas effekt på en vindkraftsparks akustiska avtryck. Totalt har sex olika parametrar och fyra akustiska mått valts ut för att analyseras i parameterstudierna 1–3, (tabell 5). Utifrån 576 möjliga kombinationer, har det tagits fram bullerkartor för 152 unika kombinationer. De akustiska måtten SPL_{LOWF} (offshore wind farm) och SPL_{vind} avser ljudtrycksnivån för bidraget från driftbuller och vind-genererat brus, respektive. Den totala ljudtrycksnivån, SPL_{tot} , räknas således ut genom att logaritmiskt summera ihop bidragen från SPL_{LOWF} och SPL_{vind} enligt

$$SPL_{tot} = 10 \log_{10}(10^{0.1SPL_{LOWF}} + 10^{0.1SPL_{vind}}) \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}. \quad (3.1)$$

Överskottsljudnivån ΔL räknas därefter ut som differensen mellan SPL_{tot} och SPL_{vind} , se ekvation (2.5).

Tabell 5. Parametertyper som använts i studien, och vilka värden av varje parameter som analyserats Hemon och Folegot (2025).

Parametertyp	Värden	Kommentar
Drivlina	Växellåda, direkt driven	Se avsnitt 3.1.1.
Layout	Layout 1, layout 2	Se avsnitt 3.1.2.
Plats	Kattegatt, södra Östersjön, Bottenviken	Ljudet kan utbreda sig olika mellan platserna på grund av variationer i botten sediment och batymetri. Se avsnitt 3.1.3.
Årstid	Sommar, vinter	Årstidsberoende ljudhastighetsprofiler, vilket påverkar ljudutbredningen.
Vindhastighet	7 m/s, 15 m/s	Se avsnitt 3.1.4.
Frekvensvägning	Ovägt, torsk, VHF	VHF ej applicerad för studien med Bottenviken som plats.
Akustiskt mått	SPL_{tot} , SPL_{LOWF} , SPL_{vind} , ΔL	Anges i dB re 1 μPa . Beräknas för bidrag inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz, oavsett om auditiv frekvensvägning används eller ej.

3.2.1 Scenarier

Det togs fram tre olika parameterstudier, där flera scenarier ställdes upp genom att kombinera olika värden på parametrarna från tabell 5. För varje parameterstudie var det vissa parametrar som hölls konstanta över de olika scenarierna och vissa som varierades (tabell 6). Varje studie använde samtliga fyra akustiska mått för att presentera resultaten. Parameterstudie 1 resulterade i åtta olika scenarier, vilket med fyra olika akustiska mått ger totalt 32 bullerkartor. Parameterstudie 2 resulterade i 12 scenarier med totalt 48 bullerkartor, och parameterstudie 3 i 32 scenarier med totalt 128 bullerkartor. Notera att överskottsljudnivån 3 dB som används i dessa parameterstudier är vald för att separera driftbullret från den totala ljudbilden och ska inte ses som en påverkansnivå.

De gemensamma parametrarna för scenarierna i parameterstudie 1 var placeringen av vindkraftsparken i södra Östersjön, vintertid, och ingen auditiv frekvensvägning (ovägt). För parameterstudie 2 var det växellåda som drivlina, layout 2, och ovägda akustiska mått. Parameterstudie 3 utgick från parameterstudie 2 (växellåda och layout 2), men använde samtliga auditiva frekvensvägningar.

Tabell 6. Visualisering av vilka parametrar som hölls konstanta, och vilka som varierades, för respektive parameterstudie. "XV" indikerar antalet varianter för den valda parametern som använts för att ställa upp de olika scenarierna och övriga fält anger vilket värde som antogs för parametern.

Parameter-studie	Drivlina	Layout	Plats	Årstid	Vind-hastighet	Frekvens-vägning
1	2V	2V	s. Ö-sjön.	Vinter	2V	Ovägt
2	Växellåda	Typ 2	3V	2V	2V	Ovägt
3	Växellåda	Typ 2	3V	2V	2V	3V

4 Påverkan på marina djur

Detta kapitel beskriver kunskapsläget om påverkan på marina djur av driftbullret från havsbaserad vindkraft och ger exempel på påverkansnivåer som kan användas för att beskriva eller uppskatta denna påverkan. Vidare presenteras en utvärderingsmetod som skulle kunna användas som underlag i en bullerutredning i tillståndsprocessen.

Fokusarter i denna studie är tumlare (*Phocoena phocoena*), torsk (*Gadus morhua*), lax (*Salmo salar*), sill och strömming (*Clupea harengus*) samt dessa arters ägg och larver. Tre sälarter förekommer i svenska vatten, men de anses generellt vara mindre känsliga för störningar och inkluderas därför inte som fokusart i denna studie. Det finns studier på säl som kan användas om säl lyfts upp till en fokusart i framtiden.

För de flesta marina djur är hörseln ett mycket viktigt sinne, och ljud används bland annat för kommunikation och för omvärldsuppfattning (Duarte m.fl., 2021). Driftbuller från havsbaserad vindkraft är av en kontinuerlig karaktär, till skillnad från exempelvis pålningsbuller, som är ett mycket kort ljud (< 0,5 s) om än repetitivt, se Andersson m.fl. (2025). Detta medför att påverkan på djuren blir en annan. Om ett djur påverkas av ett ljud beror på om djuret kan uppfatta ljudet, d.v.s. om ljudkällan har energi i de frekvensband som djuret kan höra. Undantag finns för mycket höga ljudnivåer, t.ex. nära pålningsaktiviteter och vid sprängningar, där fysiologiska skador kan uppstå även utanför djurets hörselområde.

I denna studie har rapporter, MKB:er och vetenskapliga artiklar granskats för att beskriva den negativa påverkan som driftbuller kan ha. Direkt fysiologisk skada och hörselnedsättning, likt det som kan förekomma vid pålning, har inte noterats vid driftbuller då ljudet skiljer sig väsentligt från pålningsbullret, som tidigare beskrivits. Akustisk påverkan från driftbuller delas upp i två delar i denna studie. Den ena delen avser påverkan på förmågan att uppfatta ljud, kallat maskering. Den andra rör huruvida driftbullret kan inducera beteendereaktioner som på lång sikt kan leda till negativa effekter för djuren. I bullerutredningen bör dessa två typer av påverkan utredas, liksom eventuella andra om underlag finns, för att uppskatta risken för negativ påverkan samt dess omfattning.

I dagsläget är det svårt att hitta relevanta studier om driftbullers effekter på marina djur då få sådana är publicerade. Andra relevanta ljudkällor som båtar och fartyg har liknande frekvensinnehåll men dessa är inte stationära vilket ger en annan påverkan. Vidare presenterar många studier ljudnivåer som påverkar djur på olika sätt och är inte alltid jämförbara. Exempelvis är ljudnivån ibland vägd för en viss art och ibland inte. Det rekommenderas därför att internationella expertgrupper diskuterar sannolika påverkansnivåer från driftbuller från havsbaserad vindkraft för en viss region på samma sätt som gjorts för fartygbuller och marina däggdjur i Antarktis (Darias-O'Hara m.fl., 2025).

4.1 Hörsel och maskering

Maskering uppstår när buller stör ett djurs förmåga att uppfatta, upptäcka, tolka och/eller särskilja ett ljud (Clark m.fl., 2009; de Jong m.fl., 2018). Bullret måste överlappa i både frekvens och tid för att detta ska ske. Då driftbuller förekommer under en stor del av tiden, framför allt i sitt närområde, kan det potentiellt överrösta den naturliga bakgrunden från vågor men även djurs egen kommunikation. Driftbullret överlappar helt med hörselområdet för de flesta fiskarter, men i mindre utsträckning för tumlare (se vidare avsnitt 4.5.2 och 4.6.1).

Det finns två primära metoder för att fastställa hörseltröskeln hos ett djur, vilket kan ge något olika resultat. Den första metoden innebär att observera beteendet när djuret reagerar eller hör ett ljud. Den andra metoden använder elektroder som sätts på djurets huvud som mäter nervsignaler i hjärnan på olika sett när ett djur exponeras för ett ljud (eng. auditory-evoked potentials, AEP eller auditory brainstem response, ABR). Resultaten mellan de två

primära metoderna kan skilja sig med flera decibel beroende på vilken metod som används (Tougaard m.fl., 2023). Det kan också finnas variationer i publicerade hörseltrösklar vad gäller nivåer och frekvensomfång mellan studier som använder samma art och metod, p.g.a. hörselvariationer mellan individer och hörselnedsättning med ökad åldern (Harding, 2016). När man viktar för ett djurs hörseltröskel kallas det för auditiv frekvensvägning. Då tar man hänsyn till ett djurs förmåga att höra ljud beroende på frekvens (se avsnitt 2.1 för definition).

Om driftbullret överröstar det naturliga ljudet i havet minskar sannolikt livsmiljöns kvalitet genom att kommunikationsutrymmet för arten som lever i och nära vindkraftsparken minskas. Att ha svårigheter att kommunicera eller upptäcka viktiga akustiska signaler i stora områden av deras livsmiljö kan ha en betydande inverkan på marina djur. Detta kan påverka djurets möjligheter att upptäcka predatorer, hitta föda eller partner, att navigera och det påverkar det naturliga urvalet vid lek, något som gäller främst fiskar (Duarte m.fl., 2021; Erbe m.fl., 2016; Hawkins m.fl., 2015).

För att bedöma maskeringens effekter används ofta en modellerad överskottsljudnivån för en viss frekvens eller ett frekvensband vilket kopplas till möjligheten att kommunicera eller detektera en viktig akustisk signal, där ett överskott på:

- 6 dB innebär att djurens kommunikationsräckvidd har minskat med 50 %,
- 12 dB innebär att djurens kommunikationsräckvidd har minskat med 75 %,
- 20 dB innebär att djurens kommunikationsräckvidd har minskat med 90 %,

förutsatt en sfärisk spridningsförlust av kommunikationssignalerna och obetydlig absorption. Försiktighet måste iakttas vid val av överskridandenivå. Ett för lågt värde skulle indikera överskott under en hög andel av den totala tiden, utan att dessa nivåer är skadliga för marina djur. Ett för högt värde skulle istället indikera överskott under en låg andel av den totala tiden, även om dessa nivåer kan påverka marint liv negativt. För denna studie används flera nivåer för att exemplifiera hur detta val påverkar resultatet.

4.2 Beteendepåverkan

Marina djur har utvecklats i en livsmiljö där endast ljud från naturliga källor förekommit. Närvaron av mänskliga bullerkällor, som driftbullret från vindkraftverk och fartyg, är ett nytt fenomen för dem och kan påverka deras beteende. Men vid vilken ljudnivå som de inducerade beteendereaktionerna kan ge negativa effekter, varierar både mellan art och beroende på tid på året, tidigare erfarenheter samt vad djuret gör när exponeringen sker. De negativa effekterna av driftbuller kan påverka ett djurs överlevnad på lång sikt, exempelvis om djuret lämnar områden som är viktiga ur födo- eller fortplantningshänseende, eller genom att djuret utsätts för upprepade stressreaktioner till följd av att befinna sig i en bullrig miljö (Hemery m.fl., 2024).

Hur ett djur påverkas och reagerar på ett ljud beror på flera samverkande faktorer. Nedan presenteras ett urval:

- Artens hörselförmåga och dess beroende av hörsel, vilket avgör hur djuret uppfattar och reagerar på ett ljud.
- Ljudkällans karaktär i form av varaktighet, nivå och typ, d.v.s. impulsiv, kontinuerlig eller intermitterig, vilket påverkar responsen.
- Lokala ljudförhållanden som utgör bakgrunden till ljudexponeringen.
- Djurens beroende av den lokala livsmiljön, vilket påverkar responsen och kan skilja sig åt beroende på livsmiljö, djurart och årstid.
- Individuell variation i beteende, vilket kan resultera i olika reaktioner på samma ljudkälla liksom varierad påverkan på populationsnivå.

Inom experimentella studier är det ofta svårt att fastställa en exakt ljudnivå för beteendereaktioner hos enskilda arter, eftersom de ovan nämnda faktorerna påverkar djurs

respons. Vanligtvis fås ett intervall av ljudnivåer där beteendeförändring har observerats. Därefter görs en tolkning om dessa reaktioner kan ha långsiktiga konsekvenser eller inte.

I denna rapport sätts ljudnivån, kallad påverkansnivå, för beteendepåverkan vid den ljudnivå där försöksdjuren har börjat reagera på ett ljud. Ibland kallas denna nivå för ett tröskelvärde men på grund av osäkerheterna kallas det i denna studie för påverkansnivå. Ett intervall för påverkansnivåer presenteras då det är stor skillnad mellan studier. Generellt behöver beteendestudier förbättras när det gäller att presentera information om de akustiska delarna i studierna, så att data blir mer användbar. Idag saknas ofta nödvändiga delar, till exempel beskrivningar av hur analysen gjordes, vilket försvårar jämförelser med andra studier, samt att data bör presenteras både som vägd efter en viss art och ovägd för att göra resultaten mer generella. Det är även mycket viktigt att bakgrundsnyvån mäts, eftersom ett visst signalöverskott (eng. signal excess) över individens hörseltröskel krävs för att ett djur ska höra ljudet. Om denna information saknas och djuret inte reagerar, går det inte att dra slutsatsen att djuret inte har påverkats. Hur stort signalöverskott som behövs är inte helt fastställt, men bör vara minst 6 dB.

4.3 Populationseffekter

För att studera hur individer reagerar på en störning och hur detta kan påverka populationsnivån användas ofta så kallad Pattern Oriented Modelling (POM) (Gallagher m.fl., 2021a). En sådan metod är Agent-Based Modelling (ABM), där information om reaktioner på individnivå kopplas till konsekvenser för populationen (Mortensen m.fl., 2021). Detta har till exempel tillämpats på tumlare i samband med störningarna från buller, från fartyg och vindkraftverk, och bifångst i fiskenät (Nabe-Nielsen m.fl., 2014). För fisk är tillämpningen mindre vanlig men möjlig att utveckla (Slabbekoorn m.fl., 2019). Modellen kräver dock många parametrar, såsom vid vilken ljudnivå djuren reagerar, hur de reagerar och vilken långsiktig påverkan en reaktion kan få. Trots detta ger modellerna möjlighet att studera effekter på en större skala, exempelvis för en hel vindkraftspark eller ett havsområde med flera parker. Lämpligheten att använda dessa modeller i framtida bullerutredningar behöver utredas och exemplifieras.

Exempel på en annan modell för populationspåverkan är den väl citerade Population Consequences of Disturbance (PCoD) (Pirotta m.fl., 2018). PCoD uppdaterades nyligen till Interim Population Consequences of Disturbance (iPCoD), där modellen kompletterats med en energimodell för tumlare (Harwood m.fl., 2024). Dessa modeller ska inte användas för en enskild vindkraftspark, men för en större region med flera parker som kan påverka en hel population bör man överväga om modellerna är möjliga att använda.

4.4 Utvärderingsmetod

För att utreda om djuren utsätts för en negativ påverkan till följd av driftbuller behöver en bullerutredning göras. Inledningsvis genomförs detta via en litteraturstudie och modelleringar som sedan verifieras i ett kontrollprogram. Inspiration till utvärderingsmetoderna som beskrivs här har hämtats från den metod som antagits i EU för utvärderingen av god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet, Deskriptor 11, för kontinuerligt lågfrekvent undervattensbuller relaterat till mänskligt buller i europeiska vatten (Borsani m.fl., 2022). Metoden finns utförligt beskriven, inklusive alla parametrar och steg, i rapporten HELCOM (2023) samt i artikeln Klauson m.fl. (2024), vilka utvärderar Östersjöns miljö tillstånd kopplat till kontinuerligt undervattensbuller. HELCOM:s utvärdering använde ovägd data, men då endast vissa tersband (125 eller 500 Hz) användes innebär det en viss anpassning till en art eller djurgrupp. Det går dock att använda hela frekvensbandet eller väga data för att göra den mer relevant för en specifik djurgrupp.

Den beskrivna metoden är utformad för påverkan på regional- eller populationsnivå men kan även användas för mindre områden om tröskelvärden och andra parametrar anpassas. I

kapitel 6 exemplifieras hur metoden kan användas i samband med bullerutredningar gällande driftbuller från havsbaserad vindkraft.

Metoden är beroende av att ett antal parametrar bestäms, utöver de som gäller bullerkartorna som beskrevs tidigare. Dessa är:

- Studerad typ av påverkan d.v.s. maskering eller beteendepåverkan.
- Art som ska studeras, vilket avgör vilken frekvensvägning som kan användas.
- Påverkansområde, d.v.s. det geografiska område över vilket bedömning görs. Det kan t.ex. vara hela vindkraftsparken, ett lekområde eller annat viktigt habitat.
- Påverkansnivå, t.ex. överskottsljudnivå eller SPL, som ska användas.
- Tröskelvärde, d.v.s. den andel av området (procent av ytan) som får tillåtas påverkas.
- Överskridandenivå d.v.s. vilket statistiskt mått som ska väljas t.ex. L_{50} , vilket betyder 50 % av tiden.

Tidsaspekten behandlas inte i denna studie eftersom endast momentana ljudnivåer vid en given vindhastighet har använts. Vid en fullständig bullerutredning bör även hur ofta olika vindhastigheter, och därmed bullernivåer, förekommer inkluderas se Klauson m.fl. (2024) för exempel. Denna studie har inte heller med fartygsbuller i bullerkartorna vilket en bullerutredning bör ha med, både vad gäller kommersiella fartyg och det bullertillskott som servicefartyg ger.

4.4.1 Maskering

Det är utmanande att vetenskapligt fastställa att maskering har långsiktiga konsekvenser för djurens överlevnadsförmåga i deras naturliga miljö, och därför blir det ett teoretiskt resonemang. Ljudnivån i en hel park kan modelleras, som beskrivits i avsnitt 2.4, med en tröskel (i decibel) för den s.k. överskottsljudnivå (eng. excess level), där vindkraftsbullret överröstar det naturliga ljudet för ett visst frekvensband vid en viss tidpunkt. Detta ger en uppskattning av det akustiska avtrycket från vindkraftsparken, vilket kan relateras till förmågan att kommunicera eller upptäcka viktiga akustiska signaler. Denna metod kräver bullerkartor, eftersom det är utmanande att direkt beräkna överskottsljudnivån från mätningar. Bullerkartorna bör täcka det naturliga ljudet i området, främst vind och vågor, driftbullret från vindkraftsparken samt rådande ljudnivåer från andra källor, framförallt fartyg. Modelleringens parametrar, såsom källnivå och ljudutbredning, behöver verifieras senare via mätningar i ett kontrollprogram.

För att använda maskering som en påverkansfaktor i en bullerutredning behöver påverkansnivån fastställas, d.v.s. vilken överskottsljudnivå och hur ofta den överskrids. Dessutom måste påverkansområdet definieras, alltså över vilket geografiskt område analysen ska genomföras. Slutligen bör ett tröskelvärde fastställas för hur stor andel av området (i procent) som får överskrida påverkansnivån, med hänsyn till arters känslighet för buller, hotstatus samt viktiga tidsperioder som lek och parning.

I HELCOM (2023), där endast fartygsbuller har modellerats, användes en överskottsljudnivå på 20 dB för tersbanden 125 Hz (för torsk och sill) och 500 Hz (för säl och tumlare). Detta innebär att djurens kommunikationsräckvidd i dessa frekvensband har minskat med 90 %.

4.4.2 Beteendepåverkan

Det finns sällan en enskild ljudnivå som visats ge en beteendereaktion hos en djurgrupp eller art, utan oftast anges ett intervall. Det är viktigt att förstå konsekvensen av de olika reaktioner som djuren uppvisar vid vissa ljudnivåer, d.v.s. om reaktionerna kan leda till långsiktiga konsekvenser för individen eller populationen, eller inte. Liksom vid maskering är det avgörande att väga in hur ofta en viss ljudnivå förekommer för att kunna koppla beteendereaktioner till en långsiktig påverkan.

I utvärderingen av god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet, Deskriptor 11, för kontinuerligt lågfrekvent undervattensbuller, som nämndes tidigare, lyfts även beteendereaktioner fram som en kompletterande metod vid sidan av överskottsljudnivå (Borsani m.fl., 2022). Det beskrivs som en ”störning av naturligt beteende hos indikatorarterna, vilket leder till negativa effekter på hur individerna fördelar sin tid och eventuell extra energiförbrukning”. Störningar innebär att mindre tid kan användas åt födosök och amning av avkomma (gäller däggdjur), vilket, när det ackumuleras över många mindre störningar, kan leda till minskad överlevnad och reproduktiv framgång. Metoden tar även in förlust av livsmiljöer i ett område, tillfälligt eller permanent, till följd av undvikande beteende.

För att använda beteendepåverkan som en påverkansfaktor i en bullerutredning krävs att påverkansnivån (i decibel) fastställs för den specifika art som studeras, med tydliga gränser för överskridande inom ett definierat påverkansområde under en given tidsperiod (L_x). Därefter bör ett tröskelvärde sättas för hur stor del av området som får överskrida denna nivå, med hänsyn till artens bullerkänslighet, hotstatus samt viktiga perioden som lek och parning. Detta exemplifieras i kapitel 6.

4.5 Fisk

Beroende på art och levnadsstadie lever fisk på eller nära botten runt vindkraftverk och utsätts därmed för driftbuller. Vandrade fisk kan även passera genom en park och därmed bara exponeras tillfälligt. Under åren har flera litteratursammanställningar publicerats i Sverige, både som rapporter och vetenskapliga artiklar, och dessa ger en relativt samstämmig bild av att ljudnivåerna från dagens vindkraftverk inte tycks orsaka någon större negativ påverkan, även om maskering och potentiella beteendereaktioner beskrivs i Wahlberg och Westerberg (2005), Andersson m.fl. (2011), Bergström m.fl. (2022) och Öhman (2023). Sedan dessa publiceringar har viss ny kunskap framkommit, och som denna studie visar kan ljudnivåerna komma att bli något högre för framtida vindkraftsparker. Parkerna kommer sannolikt att täcka en större yta vilket kan ge en annan påverkan än dagens mindre parker.

Det är dock utmanande att studera effekterna av driftbuller på fisk i deras naturliga miljö, d.v.s. vid faktiska vindkraftverk till havs, eftersom många andra faktorer som exempelvis andra ljudkällor, som inte kan kontrolleras, också påverkar. Därför används ofta experimentella studier i akvarier, nätburar i öppet hav eller på märkta fiskar där ljud spelas upp. Resultaten från sådana studier kan inte direkt överföras till naturliga miljöer, eftersom både fiskens naturliga beteende och den akustiska miljön påverkas. Trots detta ger de ändå en viss förståelse för möjliga effekter. Få studier har specifikt undersökt driftbuller, varför även forskning om andra kontinuerliga ljudkällor, som fartygsbuller, används som referens i denna studie.

4.5.1 Att leva i en bullrig miljö

Det finns en stor mängd litteratur som beskriver hur en havsbaserad vindkraftspark kan fungera som ett konstgjort rev. Fiskar som vistas inom parken utsätts mer eller mindre kontinuerligt för buller. I Belgien finns flera publikationer som beskriver förekomsten av framförallt torsk i en park (Reubens m.fl., 2013a, 2013b). Dessa studier innehåller även viss information om ljudmätningar, men saknar analys av ljudets påverkan på fiskesamhället i stort, vilket sammanställs i rapporten Degraer m.fl. (2023). I svenska vatten finns liknande publikationer från vindkraftsparken Lillgrund som beskriver fiskesamhället och redovisar vissa ljudmätningar (Andersson m.fl., 2011; Bergström m.fl., 2013). Det står alltså helt klart att fisk förekommer i vindkraftsparker trots en bullrig miljö.

Livet i en bullrig miljö kan ge indirekta effekter på fisk, såsom påverkan på tillväxt, mognad och fortplantning. För litteratursammanställningar av detta hänvisas till de Jong m.fl. (2020), El-Dairi m.fl. (2024) och Kok m.fl. (2023) vad gäller buller i allmänhet, samt

rapporten Svendsen m.fl. (2022) som mer specifikt behandlar buller från havsbaserad vindkraft. Emellertid är dessa studier ofta utförda i akvarier, vattentankar eller pooler och med olika typer av ljud, och inte alltid inom samma frekvensintervall som driftbuller från vindkraftverk. Det går alltså inte att direkt överföra resultaten till situationen i havet kring en vindkraftspark. Som exempel noterades i en laboratoriestudie ett stresspåslag, mätt som ökad kortisolnivå, hos torsk när den utsattes för upprepade 10 sekunders frekvenssvep (100 Hz -1 kHz) under 10 min (Sierra-Flores m.fl., 2015). Efter avslutad exponering tog det mer än 120 minuter innan kortisolnivån nästan nådde normala värden igen. Under ljuduppspelningen observerades att torskarna visade en typisk frysreaktion direkt när ljudet startade, medan de återgick till ett mer normalt simbeteende när ljudet stängdes av. Samma studie presenterade även resultat från en längre exponering under 24 timmar i samband med lek, där lekframgång mättes som mängd ägg och andel befruktade ägg. Båda dessa parametrar påverkades negativt av ljudet jämfört med kontrollgruppen.

Två studier i Taiwan använde likande försöksupplägg där två lokala fiskarter exponerades för inspelat driftbuller från havsbaserad vindkraft under flera dagar (Chang m.fl., 2018; Wei m.fl., 2018). Resultaten visade blandade effekter: en art påverkades inte medan en annan visade negativa effekter kopplade till ökad kortisolnivå och stress. Slutsatsen från dessa tre studier är att buller, likt det från drift av vindkraftverk, kan påverka fisk men att effekterna varierar beroende på situation och art.

4.5.2 Hörsel och maskering

En särskild utmaning i bullerutredningar som rör fisk är att olika arter uppfattar ljud på mycket olika sätt, både vad gäller frekvensomfång och ljudnivå. Detta är kopplat till deras anatomi, framförallt innerörats struktur samt förekomst och placering av simblåsan (Popper m.fl., 2022a; Putland m.fl., 2019). Denna studie tar endast upp ljudtryck, även om även partikelrörelse också är relevant för fisk och dess olika livsstadier (Mooney m.fl., 2020; Popper m.fl., 2022b).

Tidigare studier som presenterar fiskars hörselkurvor har inte alltid mätt de allra lägsta frekvenserna (< 20 Hz), men det är väl etablerat att många fiskarter har förmåga att uppfatta mycket lågfrekventa ljud (Lucke m.fl., 2024). Som tidigare nämnts varierar resultaten beroende på vilken metod som använts för att ta fram hörselkurvor.

Några exempel på hörselförmåga hos vanliga svenska arter:

- Sill (*Clupea harengus*) hör inom frekvensintervallet 1 Hz–4 kHz, med lägst hörseltröskel ca 75 dB re 1 µPa, vid 100 Hz (Enger, 1967; Mann m.fl., 2005).
- Torsk (*Gadus morhua*) hör inom frekvensintervallet 1–500 Hz, med en lägsta hörseltröskel ca 75 dB re 1 µPa, vid 160 Hz (Chapman och Hawkins, 1973).
- Lax (*Salmo salar*) hör inom 1–800 Hz, med en lägsta hörseltröskel ca 95 dB re 1 µPa, vid 200 Hz (Harding, 2016; Hawkins och Johnstone, 1978).

För att förstå konsekvenserna av maskering är det viktigt att känna till att många fiskarter, som t.ex. torsk, använder ljud vid kommunikation, särskilt vid aggressivt beteende eller i samband med lek. Torskanar producerar så kallade grymtningar, vilka utgörs av varierade pulser i frekvensbandet 20–200 Hz. Pulserna har en genomsnittlig längd på ca 300 ms och en uppskattad källstyrka på mellan 123 och 164 dB re 1 µPa (Seri m.fl., 2023; Zhang m.fl., 2024). Torsk, liksom många andra arter, har dessutom förmågan att lokalisera ljudkällor och bestämma avståndet till dem (Hawkins och Popper, 2018).

Även andra arter i svenska vatten producerar ljud under lek, t.ex. svart smörbult (*Gobius niger*) och lerstubb (*Pomatoschistus microps*) som tillhör familjen gobider (Blom m.fl., 2019; de Jong m.fl., 2018). Om detta beteende störs eller maskeras, finns risk för en negativ påverkan på reproduktionsframgången, vilket i förlängningen kan hota populationens överlevnad (de Jong m.fl., 2020; Kok m.fl., 2023). En sådan påverkan kan dessutom ha sekundära effekter på predatorer som torsk och marina däggdjur.

Sill gör inga direkta kommunikationsljud vad man vet men de släpper ut luft från simblåsan via analöppningen när de justerar flytkraften. Det görs möjligtvis även för att förvillia rovdjur vilket genererar mycket ljud framförallt om det är stora stim (Wahlberg och Westerberg, 2003). Inte heller lax gör några ljud i kommunikationssyfte vad man vet idag men studier på indianlax (*Oncorhynchus nerka*) har visat att de använder sig av vibrationer i samband med lek (Satou m.fl., 1991).

Sammanfattningsvis rekommenderar denna studie att med tanke på den stora variationen i fiskars hörsel är det viktigt att använda en artanpassad frekvensvägning i bullerutredningar, för att undvika att överskatta exponeringen. I denna studie används samma vägningsfunktion för torsk som i Andersson m.fl. (2025). Men som nämndes har ett nytt förslag med vägningskurvor för olika funktionella grupper av fisk publicerats, utifrån deras fysiologiska förmåga att detektera ljud (Lucke m.fl., 2024). Det rekommenderas att dessa används i framtida bullerutredningar. För arter som torsk är även mycket låga frekvenser (<50 Hz) av betydelse, men sådana frekvenser har begränsad utbredning i grunda kustområden, vilket också bör tas i beaktning vid ljudmodellering och tolkning av resultaten. En överskottsljudnivå behöver bestämmas för när man anser att en påverkan sker. För denna studie används överskottsljudnivåer på 6, 12 och 20 dB för att exemplifiera hur detta val påverkar resultatet, andra nivåer kan användas om det motiveras, där 6 dB ska ses som ett illustrativt exempel och inte en framtida påverkansnivå.

4.5.3 Beteendepåverkan

De vanligaste beteendeförändringar hos fiskar som utsätts för kontinuerligt ljud från exempelvis fartyg, fritidsbåtar eller driftbuller är att de ändrar stimbeteende, byter djup eller i vissa fall stannar upp (Kok m.fl., 2023; Magnhagen m.fl., 2017). I några studier observerades en form av habituering (tillvänjning), där fiskarna vänjer sig vid ljudet och reagerar mindre över tid eller till och med inte alls. En av få studier som genomfördes i en havsbaserad vindkraftspark visade dock ingen beteendeförändring hos märkt torsk eller plattfiskens tunga (*Solea solea*) vid varken låga och höga vindhastigheter, som användes som en proxy för buller, i avsaknad av bullermätningar (Winter m.fl., 2010).

I HELCOM (2023) användes en ljudnivå på SPL 110 dB re 1 μ Pa för enbart tersbandet 125 Hz som påverkansnivå för beteendereaktioner för en population. Denna nivå fick inte förekomma i mer än 20 % av bedömningsområdets yta under en enskild månad. Bakgrunden till den nivån var en samlad bedömning från HELCOM:s Expert Group Noise och det är framförallt två studier som ligger bakom denna nivå (Engås m.fl., 1995; van der Knaap m.fl., 2022). I Engås m.fl. (1995) spelades tre olika ljud från en fisketrålare upp för torsk och sill som hölls i stora nätkassar: 20–60 Hz (118 dB re 1 μ Pa), 60–300 Hz, 300 Hz–3 kHz. För de två senare ljudområdena presenterades dock inga bredbandiga SPL-värden. Författarna skriver att ljudnivån i torskens känsligaste hörselområde (60–300 Hz) var 5–10 dB högre än 118 dB re 1 μ Pa, d.v.s. cirka 123–128 dB re 1 μ Pa. Studien noterade stor variation i fiskars beteende, där cirka 74 % av exponeringarna resulterade i en reaktion. Det var inga större skillnader mellan arterna när det gäller vilken ljudnivå de reagerade på.

I van der Knaap m.fl. (2022) spelades ljud upp från motorbåtar för vuxna stillahavssillar (*Clupea pallasii*) och juvenila stillahavslax/hundlax (*Oncorhynchus keta*) som hölls i stora nätburar. Tre olika typer av motorbåtar, mellan 4,5–9,4 m långa, passerade burarna vid olika hastigheter och avstånd, vilket orsakade en ökad ljudnivå över bakgrunden med mellan 12–41 dB. Resultaten visade att stillahavssill reagerade med 50 % sannolikhet vid en ljudnivå på SPL 123 dB re 1 μ Pa, medan stillahavslax reagerade vid SPL 140 dB re 1 μ Pa.

Dessa studier belyser att fiskar reagerar vid olika ljudnivåer beroende på art, och att reaktionerna kan variera beroende på förhållanden och ljudkällans egenskaper. För att bedöma effekterna av ljud på fisk är det önskvärt att frekvensvägning görs på ljudnivåer så att endast de relevanta frekvenserna beaktas – något som är vanligt vid studier av

däggdjur, men sällan görs för fisk. För att kunna fastställa en påverkansnivå bör det finnas flera studier som visar samstämmiga resultat, vilket idag är begränsad. Eftersom fiskars hörsel varierar mycket mellan arter, bör försiktighet iakttas vid extrapolering av resultat från en art till en annan.

Resultaten från de nämnda studierna är mest relevanta för fiskar som simmar mot en vindkraftspark eller som utsätts för ljudet för första gången, snarare än för de som lever nära fundamenten i en park under lång tid. Relevant data från fältstudier i havet saknas för att fastställa en påverkansnivå för när långsiktiga konsekvenser av att leva i bullrig miljö blir märkbara för fisk (Kok m.fl., 2023; Wei m.fl., 2018). Det pågår (2025) forskningsprojekt på flera håll i världen som kommer ge mer information som kan användas vid framtagandet av påverkansnivåer för fisk kopplat till driftbuller. Ett exempel är från Norge där Havsforskningsinstitutet studerar beteendereaktioner hos fisk till buller från flytande vindkraftverk i drift. Ekolod på botten följer fiskarnas rörelse för att se hur de beter sig vid olika bullernivåer.

I tabell 7 sammanfattas de ovägda bredbandiga ljudnivåer som nämns i de tidigare citerade studierna. Exakt frekvensområde är lite svårt att få fram men det är inom fiskars hörselområde. Dessa värden bör ses som osäkra då de baseras på enstaka studier under specifika förhållanden. De kan dock fungera som indikativa påverkansnivåer i en bullerutredning för att demonstrera när fisk kan börja reagera på ljudet, även om det inte nödvändigtvis leder till långsiktiga negativa konsekvenser för populationen.

Tabell 7. Övägda bredbandiga ljudnivåer som noterats i studier som gett upphov till en statistiskt signifikant individuell reaktion till kontinuerliga ljud, om än inte driftbuller, i frekvensintervall som dessa fiskar hör. Resultaten kan inte kopplas till en påverkan på populationsnivå.

Art	SPL dB re 1 µPa
Torsk	123–128
Sill	123–128
Lax	140

4.5.4 Vandrande fisk

Vandrande fiskar som lax och ål som simmar längs den svenska kusten kommer utsättas för en stor variation av ljud. I närheten av hamnar kommer buller från hamnaktiviteter och fartyg höras (Lalander m.fl., 2021). I de stora fartygsfarlederna är ljudnivåerna särskilt höga (Mustonen m.fl., 2019) och nära broar förekommer det ett visst buller då vibrationer från bilar och tåg forplantar sig ner i vattnet (Appelberg m.fl., 2005). Under sommaren bullrar fritidsbåtar i skärgården (Johansson m.fl., 2024) och de nuvarande havsbaserade vindkraftsparkerna bidrar också med buller året runt i sitt närområde (Andersson m.fl., 2011). Det är idag svårt att avgöra vilken av dessa ljudkällor som orsakar den största negativa påverkan för vandrande fisk.

Havsbaserad vindkraft har lyfts upp som en potentiell barriär för fiskars vandring, inte enbart p.g.a. buller utan även på grund av ljus, förändrade vattenförhållanden och elektromagnetiska fält, se litteratursammanställningarna av Honkanen m.fl. (2024) och Lennox m.fl. (2025). Dock har få studier undersökt bullerfrågan specifikt. I en svensk studie undersöktes effekterna av Lillgrunds vindkraftspark på vandrande ål, där märkta ålar släpptes söder om parken varefter de fick simma förbi parken (Bergström m.fl., 2013). Studien, som främst studerade effekten av elektromagnetiska fält, drog slutsatsen att parken, inklusive driftbuller, inte utgör ett definitivt hinder för lekvandrande ål som passerade nära parken. Studien gör dock ingen specifik analys av ålens vandringsmönster kopplat till driftbuller. Ålen har dock en ganska dålig hörsel då de endast hör ljud inom frekvensintervallet 10–400 Hz, med en lägsta hörseltröskel ca 80 dB re 1 µPa, vid 40 Hz (Jerkø m.fl., 1989). Ål liksom lax, vars hörselförmåga beskrevs tidigare, skulle behöva simma mycket nära ett fundament för att uppfatta driftbullret.

Sammanfattningsvis går det inte att fastställa om en vindkraftspark är ett vandringshinder eller inte i brist på studier. Däremot är det klart att de bullernivåer som visats påverka vandrande fiskar endast uppstår inom själva vindkraftsparken, både i nuvarande och

sannolikt även i framtida parker. Om parken helt blockerar en vandringsväg kan det dock öka risken för negativ påverkan.

4.5.5 Ägg och larver

Fiskägg och larver kan påverkas negativt av buller, bland annat genom hämrad utveckling och minskad överlevnad. Dessa tidiga livsstadier har begränsad rörlighet och kan därför inte undvika bullriga miljöer på samma sätt som äldre individer. Effekterna av buller varierar beroende på när i livscykelns exponeringen sker. Naturliga ljud, exempelvis från korallrev, är kända för att vara viktiga orienteringssignaler för fisklarver som söker lämpliga livsmiljöer, då de aktivt rör sig mot dessa ljud (Montgomery m.fl., 2001). Huruvida detta även gäller svenska arter har inte kunnat bekräftas i denna studie, men det är sannolikt.

Forskningen om effekterna av driftbuller på fiskägg och larver är begränsad. De flesta tillgängliga studier använder kontinuerliga ljudkällor, såsom fartygsbuller, motorbuller, konstgjorda toner och är genomförda i akvarier. Resultaten är blandade, och inte alla studier visar negativa effekter. En metodologisk begränsning är att experimentella akvariestudier ofta redovisar ljudtrycksnivåer, trots att fisklarver i första hand uppfattar partikelrörelser. Dessa måste mätas separat. Specialdesignade akvarier som möjliggör kontrollerad exponering för både ljudtryck och partikelrörelse finns, men är relativt ovanliga. Detta gör jämförelser mellan studier svåra, särskilt då data ofta redovisas i olika frekvensintervall eller med olika måttenheter. Av dessa skäl redovisas här inte exakta exponeringsnivåer, även om vissa av studierna inkluderar både ljudtryck och partikelrörelse men inte alltid för ett gemensamt frekvensintervall eller i annan form som gör jämförelser mellan studier möjliga. Nedan sammanfattas några relevanta studier:

- Nedelec m.fl. (2015) exponerade, i ett akvarieförsök, torsklarver för uppspelat kontinuerligt fartygsbuller (0–800 Hz, 24 eller 48 timmar). Kortvarig bullerexponering orsakade skrämselreaktioner hos nykläckta larver. Två dygn med både regelbundet och slumpmässigt buller minskade tillväxten, medan regelbundet buller ledde till snabbare gulesäcksförbrukning. Studien redovisar både ljudtrycks- och partikelrörelsenivåer.
- Lara och Vasconcelos (2021) exponerades zebrafisk (*Danio rerio*) i akvarium för kontinuerligt eller intermittent brus (1 Hz–1,5 kHz, 3–5 dagar). Hos embryon noterades viss ökad dödlighet och minskad kläckningsfrekvens, dock inte konsekvent. Hos larver ökade hjärtfrekvens, gulesäcksförbrukning och kortisolnivåer signifikant vid högre ljudnivåer, vilket indikerade fysiologisk stress. Simförmågan påverkades också negativt. Studien redovisar både ljudtrycks- och partikelrörelsenivåer.
- Waddell och Širović (2023) exponerade fyra fisklarvsarter från Mexiko i akvarium för bland annat kontinuerligt fartygsbuller (1 Hz–2,4 kHz, ca 6 min). Beteendereaktionen till ljudet minskade snabbt under försöken. Studien redovisar både ljudtrycks- och partikelrörelsenivåer.
- Cresci m.fl. (2023) placerade torsklarver i en genomskinlig, drivande kammare i en norsk fjord och exponerade dem sedan för en kontinuerlig ton (100 Hz, 15 min). Larvernas beteende till ljudet filmades med en kamera. Resultaten visade på att larverna inte undvek ljudet utan simmade snarare mot det. Studien redovisar både ljudtrycks- och partikelrörelsenivåer.
- Blom m.fl. (2024) exponerade lerstubbsägg och larver i akvarium för kontinuerligt och intermittent buller (10 Hz–1 kHz, 36 timmar). Resultaten visade minskad äggdensitet och ökad gulesäcksförbrukning hos larver. Relevanta ljudnivåer kunde inte fastställas.

Sammanfattningsvis finns det tydliga indikationer på att fiskägg och larver kan påverkas negativt av undervattensbuller. Dock är antalet studier som specifikt undersöker driftbuller begränsat, och resultaten är inte tillräckligt tydliga för att fastställa påverkansnivåer motsvarande de som gjorts för fisk och tumlare i denna studie.

4.6 Tumlare

Tumlare rör sig naturligt över stora havsområden och vissa delar av året samlas de i specifika områden, som i södra Östersjön (Carlén m.fl., 2018; Owen m.fl., 2021). De har observerats i många kontrollprogram för havsbaserad vindkraft, där de både uppehåller sig i vindkraftsparker för att söka föda och passerar förbi. Observationer visar allt från minskad och oförändrad till ökad förekomst av tumlare (Scheidat m.fl., 2011; Tougaard m.fl., 2005). Detta kan kopplas till förändringar i fiskekosystemet, då tumlare följer sina bytesdjur (Clausen m.fl., 2021; Nabe-Nielsen m.fl., 2014; Sveegaard m.fl., 2012). Detta beskrivs även utförligt i Bergström m.fl. (2013).

4.6.1 Hörsel och maskering

Tumlare har ett helt annat hörselorgan och en annan hörselförmåga än fisk, vilket gör att de uppfattar driftbullret betydligt sämre. De hör ljud från omkring 1 kHz upp till över 150 kHz. Den lägsta ljudtrycksnivå som tumlaren kan uppfatta är cirka SPL 40–50 dB re 1 μ Pa vid 100 kHz, men vid 1 kHz är hörtröskeln omkring SPL 80–90 dB re 1 μ Pa (Kastelein m.fl., 2010). Tumlare skapar själva högfrekventa ljudimpulser, så kallade klick, för ekolokalisering inom frekvensintervallet 110–140 kHz. Varje klick varar 40–50 μ s och antalet klick per sekund kan variera från några få upp mot hundra.

Eftersom driftbullrets energi främst ligger under 500 Hz kommer tumlaren inte att uppfatta detta buller om de inte är nära vindkraftverken (Tougaard m.fl., 2009). Hur nära beror på bullernivån från vindkraftverket och bakgrundsnivån. Tumlarens egna ljud maskeras inte av driftbuller, då dessa ligger på över 100 kHz. Om driftbullret är hörbart och överskottsljudnivån överstiger 6 dB kan det dock maskera andra ljud, exempelvis biologiska ljud eller fartygsbuller. Kunskapen om huruvida tumlare använder ljud under 500 Hz är mycket begränsad och ännu mindre är känt om vilka konsekvenser det skulle få om de inte längre kan uppfatta dessa ljud nära en vindkraftspark.

Sammanfattningsvis rekommenderar denna studien att på grund av tumlarens frekvensberoende hörsel bör en bullerutredning använda frekvensvägd data, för att undvika att överskatta den ljudnivå de faktiskt kan höra. Hur sådan viktning görs för funktionella grupper av marina däggdjur beskrivs i Southall m.fl. (2019) samt i National Marine Fisheries Service (2024). Vidare behövs överskottsljudnivån bestämmas för när man anser att en påverkan sker. För denna studie används 6, 12 och 20 dB för att exemplifiera hur detta val påverkar resultatet, där 6 dB ska ses som ett illustrativt exempel och inte en framtida påverkansnivå.

4.6.2 Beteendepåverkan

Studier från dagens vindkraftsparker visar, som beskrivits ovan, en variation i tumlares närvaro i ett område efter att en vindkraftspark har byggts. Om denna variation beror på buller är inte klarlagt (Bergström m.fl., 2013). En tumlare som simmar mot en park utsätts för en gradvis ökande ljudnivå, vilket skiljer sig markant från pålningsbuller som kommer helt plötsligt och med mycket hög intensitet. Om ett område är viktigt för tumlare kan de tolerera visst kontinuerligt buller, som t.ex. vid oljerigggar. Clausen m.fl. (2021) visade i sin studie en ökning av tumlarnas ekolokalisering på mindre än 800 meters avstånd från en bullrig oljeplattform. De noterade även en hög förekomst av bytesdjur kring plattformen, vilket kan förklara resultaten. Samtidigt uppmättes bullernivån nära oljeplattformen till SPL 115 dB re 1 μ Pa för tersbandet 315 Hz, vilket är en nivå som är jämförbar med driftbuller från dagens vindkraftverk och som i detta fall inte verkade avskräcka tumlarna från att stanna i området.

I denna studie har inga vetenskapliga artiklar påträffats som dokumenterat beteendereaktioner från driftbuller i vindkraftsparker och som samtidigt angivit en reaktionströskel på ett jämförbart sätt. Ett undantag är Koschinski m.fl. (2003), men där användes en högtalare för att simulera buller från ett 2 MW vindkraftverk, och ingen anpassning av källstyrkan till den mottagna ljudnivån för tumlare presenterades.

Danska riktlinjer för buller från havsbaserade vindkraftverk (Danish Energy Agency, 2023) nämner att för P-typ av ljud, d.v.s. icke-impulsivt ljud (till skillnad från I-typ som pålningsbuller; se Andersson m.fl. (2025) för en beskrivning av skillnaden), är påverkansnivån för beteendereaktion hos tumlare SPL_{125ms} 103 dB re 1 μ Pa (i detta fall avses 125 ms den integrationstid som en tumlare integrerar energin över). Detta är samma ljudnivå som för I-typ och riktlinjerna anger att värdet kan användas tills mer data finns tillgänglig. I bakgrundsrapporten till de danska riktlinjerna Tougaard m.fl. (2021) framgår dock att studierna bakom denna siffra enbart använt impulsiva ljud. Därför bör denna påverkansnivå inte tillämpas för driftbuller, då skillnaderna mellan pålningsbuller och driftbuller är stora. Istället rekommenderas att använda resultat från studier som använt fartygs- och båtbuller som ljudkälla, eftersom dessa efterliknar driftbuller i både frekvensinnehåll och tidsupplösning.

Flertalet studier med märkta tumlare, både i det vilda och i stora bassänger, har visat att djuren reagerar på båt- och fartygsbuller inom ett brett spann av ljudnivåer. Det är dock svårt att jämföra studierna direkt, eftersom ljudnivåer ofta presenteras på olika sätt, i olika frekvensband, samt ibland med VHF-vägning och ibland utan. Reaktionerna har i alla fall varit sådana att tumlarnas naturliga beteende påverkats, vilket kan innebära ökad energiförbrukning och potentiellt minskat födointag (Gallagher m.fl., 2021b). Nedan presenteras ett urval av studier och deras noterade reaktionströsklar för båt- och fartygsbuller:

- Hao m.fl. (2024): reaktionströskel SPL 120 dB re 1 μ Pa (0,1–150 kHz) för båtbuller.
- Dyndo m.fl. (2015): reaktionströskel SPL_{VHF} 123 dB re 1 μ Pa (0,25–63 kHz) för buller från passerade fartyg.
- Frankish m.fl. (2023): modellerad reaktionströskel på $SPL_{VHF} \sim 134$ dB re 1 μ Pa (10 Hz–20 kHz) för passerande fartyg.
- Wisniewska m.fl. (2018): reaktionströskel SPL 96 dB re 1 μ Pa (16 kHz, tersband) för märkta vilda tumlare.

Inför HELCOM:s tredje integrerade helhetsbedömning av Östersjöns miljötillstånd (HOLAS 3) extrapolerade Klauson m.fl. (2024) resultat från Wisniewska m.fl. (2018) och uppskattade att reaktionströskel blir SPL 110 dB re 1 μ Pa för 500 Hz tersbandet, vilket kan ses om en av de lägre nivåerna för en VHF-vägd nivå.

I en nyligen publicerad studie bedömde en stor grupp experter (eng. expert judgement) vilka ljudnivåer marina däggdjur i Antarktis reagerar på, inklusive fartygsbuller (Darias-O'Hara m.fl., 2025). För hörselgruppen VHF cetaceans, där tumlare ingår, sattes tröskelnivån till SPL_{VHF} 134 dB re 1 μ Pa. Författarna påpekar dock att osäkerheten kring detta värde är stor, men att det kan fungera som ett första riktvärde.

Sammantaget är det svårt att fastställa en enskild påverkansnivå för beteendereaktion hos tumlare både p.g.a. få studier men även att de studier som finns inte redovisar påverkansnivåer på ett konsekvent sett. Baserat på ovan studier med kontinuerligt fartygsbuller kan intervallet uppskattas till bredbandiga SPL_{VHF} 123–134 re 1 μ Pa och bredbandiga SPL 120–135 re 1 μ Pa. Observera att den källmodell som används i denna studie bara har energi i frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz.

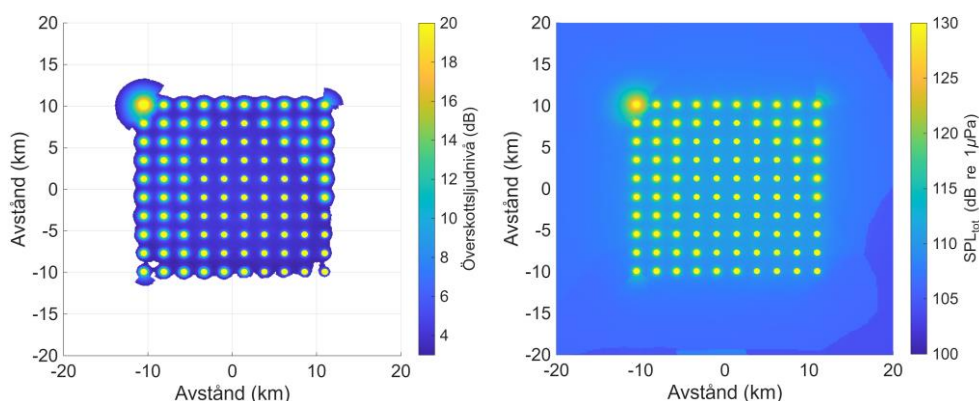
5 Resultat

I det här kapitlet redovisas en sammanställning av de viktigaste resultaten av de parameterstudier som gjorts, baserat på datamodelleringen som QO har utfört. I deras rapport finns en utförligare beskrivning med fler detaljer (Hemon och Folegot, 2025). Resultatet från all modellering samt vilka områden som kan påverkas i de olika scenarierna redovisas i appendix A2.

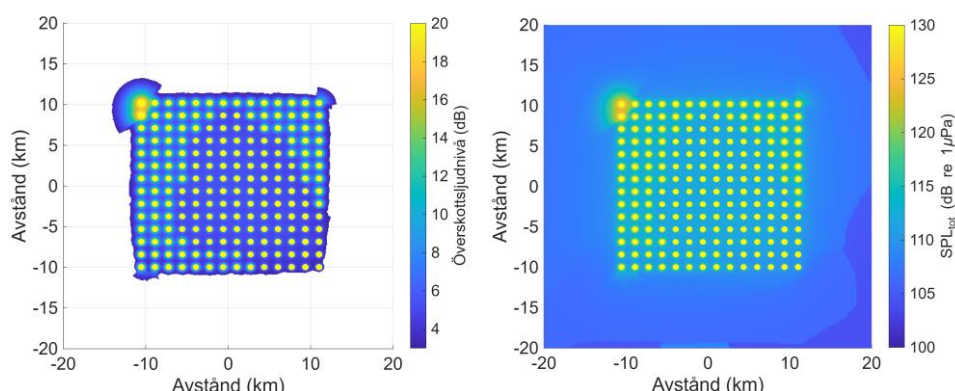
5.1 Parameterstudie 1 – Effekt av layout och drivlina

I den första parameterstudien analyserades enbart scenarion vid södra Östersjön under vintertid, vilket innebär gynnsamma ljudutbredningsförhållanden (d.v.s. ej nedåtbrytande profil, se avsnitt 2.2.1). Ingen auditiv frekvensvägning applicerades (d.v.s. ovägt). De varierade parametrarna var layout (antal vindkraftverk per park) samt drivlina (med och utan växellåda). All akustisk analys utfördes inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Notera att den för analysen valda gränsen på 3 dB för överskottsljudnivån används eftersom det är vid denna nivå som bullerbidraget från vindkraftverket överskrider det naturliga vind-genererade bruset. Notera att 3 dB inte är kopplat till ett påverkansmått, och ska därmed inte ses som en påverkansnivå, utan fungerar bara vid denna jämförelse av parametrar. Utvärdering av bullerpåverkan återfinns i kapitel 6. Nedan presenteras ett urval av resultaten från parameterstudien utförd av QO.

Figur 8 och figur 9 visar resultaten för hur variation i antalet vindkraftverk per park påverkar bullerkartan över området, specifikt för fallet med växellåda. I figur 8 visas påverkat område för överskottsljudnivåer över 3 dB samt total ljudtrycksnivå för layout 1 (färre men större turbiner). Motsvarande resultat för layout 2 (fler men mindre turbiner) presenteras i figur 9. Vinden är i båda fallen 15 m/s och beräkningarna gäller en drivlina med växellåda. Påverkad area för båda layouterna är ungefär lika vid 7 m/s som vid 15 m/s. Detta beror på att det naturliga bakgrundsbruset ökar i ljudnivå, precis som bullret från vindkraftverket när vindhastigheten ökar. Layout 2 orsakar en något större påverkad area än layout 1 (tabell 8).

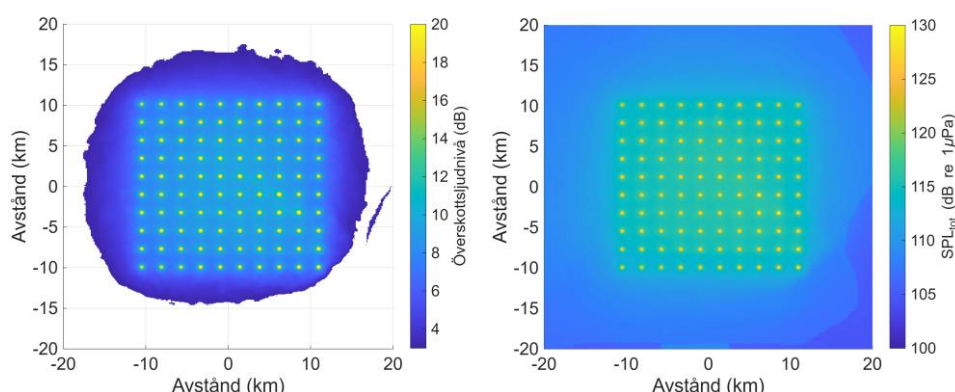


Figur 8. Bullerkartor vid plats södra Östersjön, layout 1, vintertid, drivlina växellåda, 15 m/s vind, ovägt. Vänster: överskottsljudnivå (≥ 3 dB). Höger: Total ljudtrycksnivå.

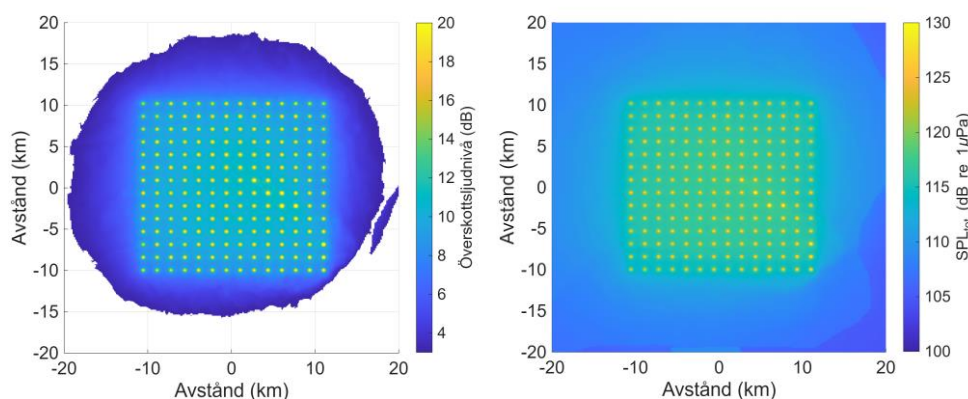


Figur 9. Bullerkartor vid plats södra Östersjön, layout 2, vintertid, drivlina växellåda, 15 m/s vind, ovägt. Vänster: överskottsljudnivå (≥ 3 dB). Höger: Total ljudtrycksnivå.

Figur 10 och figur 11 visar resultaten för hur variation i antalet vindkraftverk per park påverkar bullerkartan över området, specifikt för fallet med direktdrift. För en drivlina med direktdrift är det stor skillnad i påverkat område när vinden går från 7 m/s till 15 m/s: den påverkade arean är mer än 4 gånger så stor vid 7 m/s än vid 15 m/s (se tabell 8). Detta är direkt kopplat till källmodellen för det direktdrivna verket. Det antas inte ha varit möjligt att filtrera bort fartygsbuller från mätningarna, vilket har resulterat i att den beräknade källnivån, som baseras på mätningar, är högre för låga vindhastigheter än vad som anses rimligt (se utförligare beskrivning av osäkerheter i appendix A1). Även för direktdrift gav layout 2 ett något större påverkat område. Jämförelsen mellan resultaten för en drivlina med växellåda och en med direktdrift visar att en direktdriven drivlina ger en större påverkad area i samtliga fall (tabell 8).



Figur 10. Bullerkartor vid plats södra Östersjön, layout 1, vintertid, drivlina direktdriven, 15 m/s vind, ovägt. Vänster: överskottsljudnivå (≥ 3 dB). Höger: Total ljudtrycksnivå.



Figur 11. Bullerkartor vid plats södra Östersjön, layout 2, vintertid, drivlina direktdriven, 15 m/s vind, ovägt. Vänster: överskottsljudnivå (≥ 3 dB). Höger: Total ljudtrycksnivå.

Tabell 8. Totalarea där överskottsljudnivån på grund av det pålagda vindkraftsbullret är högre än 3 dB inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Samtliga scenarier utgår från ljudkällmodellen för vindkraftverk placerad i södra Östersjön i vintersäsong, och ovägda ljudnivåer. Vindkraftsparkens totala area är 433 km².

	Layout 1 Vindhastighet		Layout 2 Vindhastighet	
Drivlina	7 m/s	15 m/s	7 m/s	15 m/s
Växellåda	549 km ²	533 km ²	594 km ²	558 km ²
Direkt driven	3796 km ²	915 km ²	5088 km ²	1058 km ²

5.2 Parameterstudie 2 och 3 – Effekt av säsong och auditiv frekvensvägning

De gemensamma parametrarna för samtliga scenarierna i parameterstudie 1 var placeringen av vindkraftsparken i södra Östersjön under vintertid, samt att ingen auditiv frekvensvägning tillämpades (d.v.s. samtliga akustiska mått analyserades ovägt). Resultaten från parameterstudie 1 indikerade att den beräknade källnivån för direkt drivena turbiner var orimligt hög, och layout 2 medförde ett större påverkat område. Därför valdes i parameterstudie 2 att använda växellåda som drivlina, layout 2 och fortsätta använda ovägda akustiska mått. De parametrar som varierades var säsong (sommar och vintertid) samt val av plats (Kattegatt, södra Östersjön och Bottenviken). Parameterstudie 3 utgick från parameterstudie 2 (växellåda och layout 2), men inkluderade även frekvensvägning för VHF cetaceans samt torsk. Resultaten från parameterstudie 2 och 3 är sammanställd i tabell 9–11, för Kattegatt, södra Östersjön samt Bottenviken respektive, och på motsvarande sätt som tidigare är den påverkade arean för överskottsljudnivåer större än 3 dB, och även här inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Värdena för påverkad area är här återigen inte kopplade till ett påverkansmått, men ger samtidigt en indikation på hur frekvensinnehållet i driftbullret förhåller sig till frekvensinnehållet från det vind-genererade bruset sett till olika auditiva frekvensvägningar. Bullerkartor för den totala ljudtrycksnivån finns med, men då denna analys inte är kopplad till en påverkan presenteras de istället i kapitel 6.

För Kattegatt och södra Östersjön visas liknande resultat: för det ovägda fallet minskar påverkad area då vindhastigheten ökar, vilket beror av att det naturliga bruset ökar något mer än bullret från vindkraftverket på dessa platser. Det gäller både sommar och vinter. Skillnaden mellan platser visas i säsongsvariationerna där den påverkade arean ökar markant från sommar- till vintersäsong i Kattegatt, men endast marginellt i södra Östersjön. Påverkad area är dock större i södra Östersjön än i Kattegatt både sommar som vinter, om än endast marginellt under vintern. I Bottenviken minskar påverkad area med vindhastighet under sommaren, men ökar under vintern.

Vad gäller torsk-vägda värden följer de samma trender som de ovägda, d.v.s. om den påverkade arean minskar för det ovägda fallet, minskar den även för det torsk-vägda (med undantag för Bottenviken). Skillnaden är att den påverkade arean där överskottsljudnivån överskrider 6 dB alltid är större för det torsk-vägda fallet än för det ovägda fallet. Detta beror på att driftbullrets frekvensinnehåll är mer koncentrerat kring lägre frekvenser än det vind-genererade bruset, vilket även överensstämmer bättre med det frekvensområde som torsken hör. Störst påverkad area för det torsk-vägda återfinns i Kattegatt under vintern vid 7 m/s, med cirka 73 % större area än i det ovägda fallet.

När det gäller VHF-vägning har utvärderingen endast gjorts för Kattegatt och södra Östersjön, eftersom tumlare inte förekommer norr om Ålands hav. Resultaten är varierande mellan platserna och följer inte samma mönster som det ovägda fallet. Vid ökad vindhastighet leder VHF-vägda värden till större påverkad area både under sommar som vinter. Den största påverkade arean i Kattegatt motsvarar dock mindre än 25 % av vindkraftsparkens yta, medan motsvarande siffra för södra Östersjön varierar mellan 25 och 60 % beroende på säsong och vindhastighet. Detta innebär att ljudpåverkan från

vindkraftverken i södra Östersjön påverkar en större del av parkens område jämfört med Kattegatt, där påverkan är mer begränsad. Påverkad area minskar däremot från sommar- till vintersäsong. Studien är begränsad till att betrakta buller inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz, vilket inte överlappar särskilt väl med VHF-vägningskurvan eller tumlarens hörselområde, vilket bör beaktas vid tolkning av resultaten.

Sammanfattningsvis visar resultaten att en ökad vindhastighet generellt leder till en minskad eller liknande påverkad area, medan gynnsamma ljudutbredningsförhållanden oftast resulterar i en större påverkad area. I vissa fall kan ljudutbredningsförhållanden leda till en markant ökning av påverkad area både för ovägda och torsk-vägda värden. VHF-vägningen visar på motsatta trender och dessutom är den påverkade arean generellt betydligt mindre än för torsk-vägda värden. Det är viktigt att beakta att det undersökta frekvensintervallet (20 Hz–1 kHz) bara delvis överlappar med tumlarens hörselområde.

Tabell 9. Totalarea där överskottsljudnivån på grund av det pålagda vindkraftsbullret är högre än 3 dB inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Samtliga scenarier utgår från ljudkällmodellen för vindkraftverk med växellåda, layout 2, och placerad i Kattegatt. Vindkraftsparkens totala area är 433 km².

Kattegatt	Sommarsäsong Vindhastighet		Vintersäsong Vindhastighet	
Hörselgrupp	7 m/s	15 m/s	7 m/s	15 m/s
Ovägt	274 km ²	230 km ²	555 km ²	438 km ²
Torsk	556 km ²	306 km ²	963 km ²	653 km ²
VHF (tumlare)	84 km ²	105 km ²	62 km ²	64 km ²

Tabell 10. Totalarea där överskottsljudnivån på grund av det pålagda vindkraftsbullret är högre än 3 dB inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Samtliga scenarier utgår från ljudkällmodellen för vindkraftverk med växellåda, layout 2, och placerad i södra Östersjön. Vindkraftsparkens totala area är 433 km².

Södra Östersjön	Sommarsäsong Vindhastighet		Vintersäsong Vindhastighet	
Hörselgrupp	7 m/s	15 m/s	7 m/s	15 m/s
Ovägt	523 km ²	512 km ²	594 km ²	558 km ²
Torsk	656 km ²	580 km ²	831 km ²	686 km ²
VHF (tumlare)	233 km ²	261 km ²	107 km ²	138 km ²

Tabell 11. Totalarea där överskottsljudnivån på grund av det pålagda vindkraftsbullret är högre än 3 dB inom frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Samtliga scenarier utgår från ljudkällmodellen för vindkraftverk med växellåda, layout 2, och placerad i Bottenviken. Vindkraftsparkens totala area är 433 km².

Bottenviken	Sommarsäsong Vindhastighet		Vintersäsong Vindhastighet	
Hörselgrupp	7 m/s	15 m/s	7 m/s	15 m/s
Ovägt	169 km ²	207 km ²	479 km ²	386 km ²
Torsk	210 km ²	110 km ²	545 km ²	502 km ²

6 Utvärdering av bullerpåverkan

Den utvärderingsmetod som presenterades i avsnitt 4.4 har använts tillsammans med bullerkartor från QO för att demonstrera en möjlig metod att bedöma potentiell bullerpåverkan på marina djur. Metoden kräver att flera parametrar kopplade till biologin fastställs och här benämns de som utvärderingsparametrar. Dessa utvärderingsparametrar handlar t.ex. om vilken art, vilken typ av påverkan, påverkansområde, påverkansnivå samt tröskelvärde. I det här kapitlet presenteras resultat från utvärderingsmetoden med exempel för torsk och tumlare. Samtliga resultat finns presenterade i appendix A2.

6.1 Torsk

De bullerkartor som i de flesta fall gav störst rumslig påverkan för torsk användes som grund, d.v.s. layout 2 med växellåda som drivlina, vintertid och med vindhastighet 7 m/s. Den direktdrivna turbinen gav högre nivåer men har vissa osäkerheter i sin källmodell och används därför inte i denna jämförelse. Alla platser ingick i utvärderingen av metoden. För utvärderingsmetoden valdes sedan följande utvärderingsparametrar:

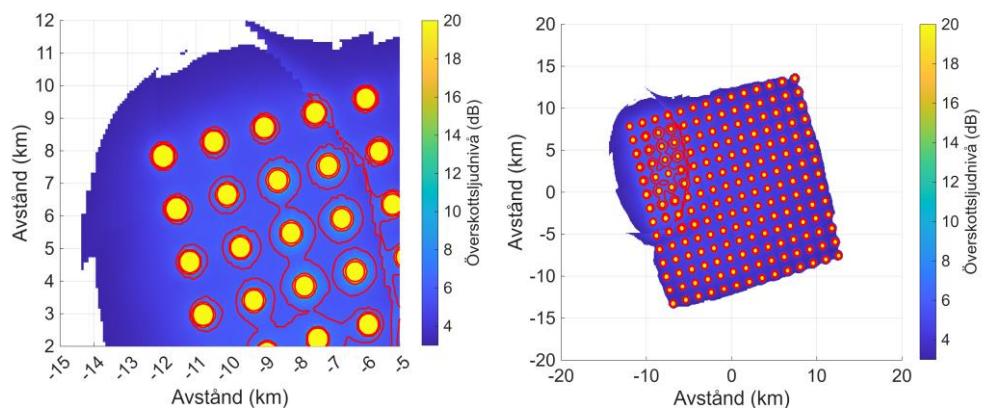
- Påverkansområde: parkens totala area, 433 km².
- Påverkan: maskering och beteendepåverkan.
- Vägning: ovägd och torskvägd.
- Tid: momentan.

Här undersöks inte bara en påverkansnivå utan flera, d.v.s. både maskering och beteendepåverkan undersöks. För maskering användes överskottsljudnivåerna 6, 12, respektive 20 dB. Resultaten visas både som ovägt och torskvägt för att illustrera variationen och speglar olika arters hörselförmåga. För beteendereaktion används ovägda bredbandiga värden (20 Hz–1 kHz) SPL 110 och 123 dB re 1 µPa. Den första nivån är lägre än vad som föreslogs i avsnitt 4.5.3 vilket gör att detta ska ses som ett illustrativt exempel för att visa på hur påverkansvärdet influerar påverkad area. För fisk med dålig hörsel likt lax bör ett högre värde kring 140 dB re 1 µPa användas.

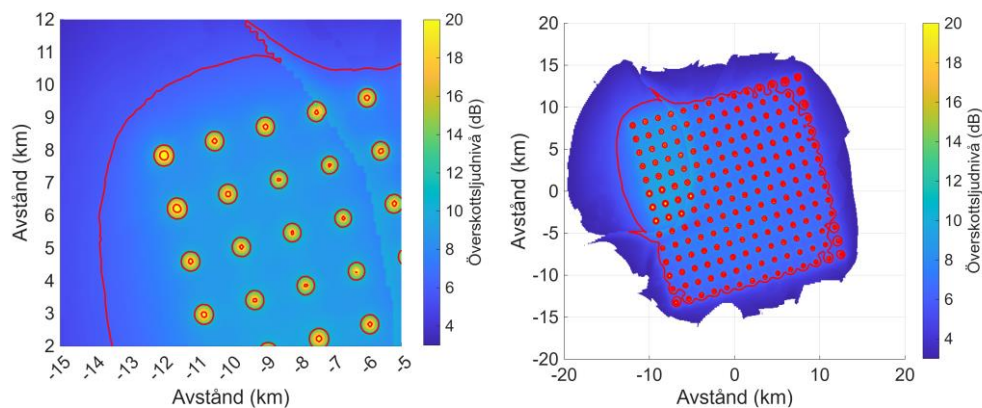
6.1.1 Maskering

Scenariot med maskering undersöktes för Kattegatt dels ovägt (figur 12) och dels torskvägt (figur 13). För överskottsljudnivåer större än 6 dB överröstar vindkraftsparken det naturliga bakgrundsljudet momentan i ett 111 km² stort område motsvarande ca 25 % av parkens yta för det ovägda fallet och 500 km² stort område (115 % av parkens area) för det torskvägda fallet (tabell 12).

För 12 och 20 dB är resultatet omvänt, den ovägda ger längre avstånd än den torskvägda. Detta beror sannolikt på att det finns frekvenser över 500 Hz från vindkraftverken som ger ett starkt bidrag nära turbinen, men att de maskeras ut av vindbruset vid längre avstånd (tabell 12). Detta ger att överskottsljudnivån 12 och 20 dB förekommer inom en radie av cirka 350–400 m för ovägd och 200–350 m respektive 50–150 m för torskvägd. Radierna för överskottsljudnivåerna skiljer sig inom parken vilket kan ses i figur 12, och beror på bottenbeskaffenheter som påverkar ljudutbredningen.



Figur 12. Överskottsljudnivå, ovägt, Kattegatt, vinter, 7 m/s. Röda isolinjer indikerar 6, 12, respektive 20 dB. Radie för 12 och 20 dB är cirka 350–400 m.



Figur 13. Överskottsljudnivå, torskvägt, Kattegatt, vinter, 7 m/s. Röda isolinjer indikerar 6, 12, respektive 20 dB. Radie för 12 dB är cirka 200–350 m, och 50–150 m för 20 dB.

Resultat för södra Östersjön och Bottenviken visas i tabell 12. I södra Östersjön är påverkat område större än i Kattegatt för både ovägd och torska-vägd scenarier. I Bottenviken är påverkat område större än i Kattegatt för det ovägd fallet vad gäller påverkansnivåer större än 6 dB, men mindre för det torskvägd fallet. För alla tre platser är skillnaderna marginella för påverkansnivåerna 12 dB och 20 dB.

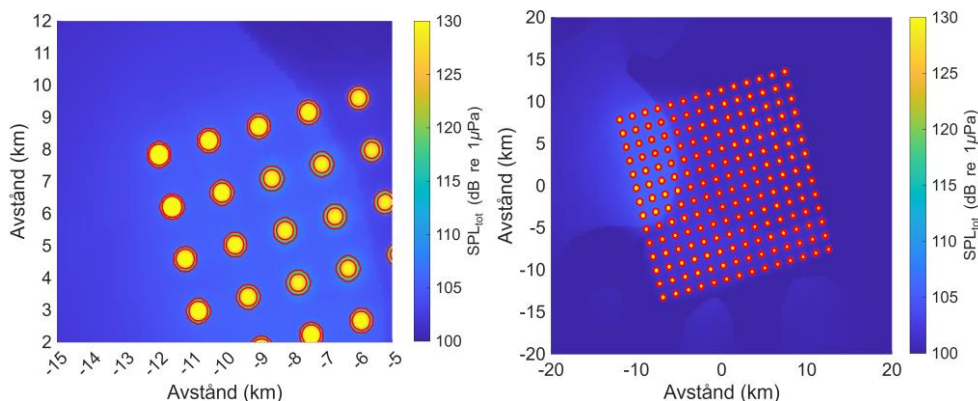
Tabell 12. Beräknade areor samt del av vindkraftsparkens totala area (433 km²), där överskottsljudnivå överskrider vissa valda nivåer. Gäller scenariot vintertid, 7 m/s vindhastighet, layout 2, och källmodell med växellåda. Resultatvärden är avrundade till heltal.

Område	Auditiv frekvensvägning	> 6 dB		> 12 dB		> 20 dB	
		Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %
Kattegatt	Ovägt	111	25	79	18	65	15
Kattegatt	Torsk	500	115	49	11	8	2
s.Östersjön	Ovägt	340	78	84	19	64	15
s.Östersjön	Torsk	517	120	49	11	9	2
Bottenviken	Ovägt	176	41	85	20	63	15
Bottenviken	Torsk	165	38	41	9	7	2

6.1.2 Beteendereaktion

I detta scenario studeras inom vilket avstånd eller area som en ljudnivå kan uppstå som potentiellt kan trigga en beteendereaktion hos fisk, se motivering i avsnitt 4.5.3. Här studeras endast det ovägd fallet i brist på studier med vägd nivåer. Den totala, ovägd ljudtrycksnivån är beräknad för scenariot (figur 14, tabell 13). Nivån överskrider

110 dB re 1 μ Pa inom en radie på cirka 350 m från varje vindkraftverk i Kattegatt, vilket resulterar i en total yta på 78 km² d.v.s. 18 % av parkens yta. Arealen där nivån överskrider 123 dB re 1 μ Pa, förekommer inom 250–300 m från vindkraftverken och motsvarar 46 km² (11 % av parkens yta). I Bottenviken och Södra Östersjön blir områdena i stort sett samma som Kattegatt.



Figur 14. SPL_{tot} ovägt, Kattegatt, vinter, 7 m/s. Röda isolinjer indikerar 110 respektive 123 dB re 1 μ Pa. Radie för 110 dB är cirka 350 m, och radie för 123 dB är cirka 250-300m.

Tabell 13. Beräknade areor där total ljudtrycksnivå överskrider vissa valda nivåer. Gäller scenariot vintertid, 7 m/s vindhastighet, layout 2, och källmodell med växellåda. Presenteras med ovägda nivåer som är avrundade till heltal.

Område	Auditiv frekvens-vägning	SPL_{tot} (dB re 1 μ Pa)			
		> 110		> 123	
		Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %
Kattegatt	Ovägt	78	18	46	11
S.Östersjön	Ovägt	86	20	51	12
Bottenviken	Ovägt	80	18	40	9

6.2 Tumlare

I fallet tumlare var den parameterkombinationen som gav störst rumslig påverkan layout 2, med växellåda som drivlina, sommartid och med vindhastighet 15 m/s. Likt för torsk så hade den direkt drivna högre nivåer men har vissa osäkerheter i sin källmodell och används därför inte i denna jämförelse. Endast platserna södra Östersjön och Kattegatt ingick p.g.a. att tumlare inte förekommer i Bottenviken. De utvärderingsparametrar som valdes för undersökningen var:

- Påverkansområde: parkens totala area, 433 km².
- Påverkan: maskering och beteendepåverkan.
- Vägning: ovägd och VHF-vägd.
- Tid: momentan.

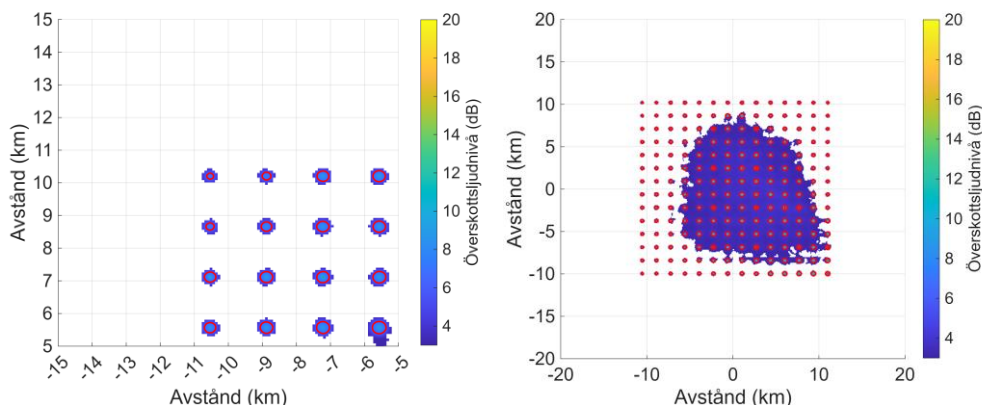
Även här undersöktes både maskering och beteendepåverkan, och för maskering studerades överskottsljudnivåerna 6, 12, respektive 20 dB VHF-vägd. För beteendereaktion användes bredbandig (20 Hz–1 kHz) SPL_{VHF} 110 och SPL 123 dB re 1 μ Pa där den första nivån är mycket lågt satt och ska ses som ett illustrativt exempel (se avsnitt 4.6.2).

6.2.1 Maskering

I detta scenario överröstar vindkraftsparken det naturliga bakgrundsljudet momentan med mer än 6 dB i ett 31 km² stort område, d.v.s. 7 % av hela parken yta för VHF-vägd fallet (figur 15, tabell 14). Detta sker inom en radie på cirka 200–350 m från varje vindkraftverk. Arealen där nivån överskrider 12 dB är mindre än 0,2 km², med en radie upp till 40–70 m

nära vindkraftverken. Det konstaterades att i detta scenario, med givna antaganden och modeller, förekom det inget område där överskottsljudnivån överskred 20 dB. I Kattegatt blir påverkansområdet i stort sett samma som i södra Östersjön (tabell 14).

Resultaten indikerar på en ytterst begränsad påverkan hos tumlare när det gäller maskering, i och med att det är kring vindkraftverkens omedelbara närhet som överskottsljudnivån är särskilt hög. Notera dessutom att denna överskottsljudnivå är enbart beräknad inom frekvensområdet 20 Hz–1 kHz, där VHF-vägning även är tillämpad.



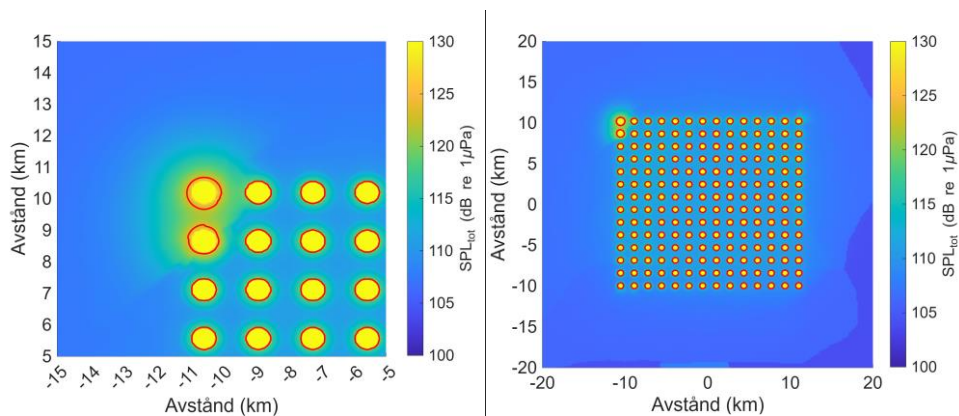
Figur 15. Överskottsljudnivå, VHF-vägt, södra Östersjön, sommar, 15 m/s. Röda isolinjer indikerar 6 respektive 12 dB (syns inte alltid). Det förekom inget område där överskottsljudnivån överskred 20 dB. Radie för 12 dB är cirka 350–400 m.

Tabell 14. Beräknade areor samt delar av vindkraftsparkens totala area (433 km²), där överskottsljudnivå överskrider vissa valda nivåer. Gäller scenariot i södra Östersjön under sommartid, 15 m/s vindhastighet, layout 2, och källmodell med växellåda. (-) Det förekom inget område där överskottsljudnivån överskred 20 dB. Presenteras med VHF-vägda nivåer som är avrundade till heltal.

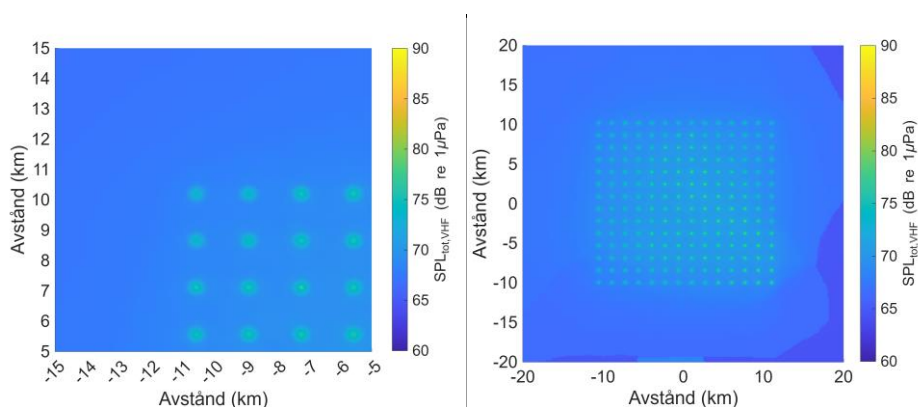
Område	Auditiv frekvensvägning	> 6 dB		> 12 dB		> 20 dB	
		Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %
S.Östersjön	VHF vägd	31	7	<1	<<1	-	-
Kattegatt	VHF vägd	28	6	<1	<<1	-	-

6.2.2 Beteendereaktion

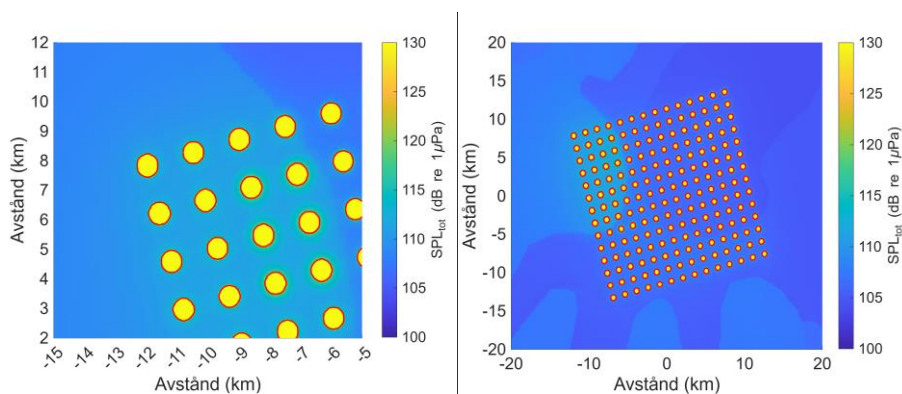
När den totala SPL-nivån VHF-vägs och med påverkansnivå SPL_{VHF} 110 dB re 1 μ Pa, överskrider detta inte i någon del av parkområdet, vare sig i södra Östersjön eller i Kattegatt. Om den ovägd påverkansnivå SPL 123 dB re 1 μ Pa används för detta scenario i södra Östersjön överskrider detta i 82 km² vilket motsvarar 19 % av parkområdet (figur 16–19, tabell 15). I Kattegatt blir detta område ungefär hälften så stort. Att använda ovägd nivåer för tumlare i riktiga fall är inte att rekommendera då detta kan ge en felaktig bild av den potentiella påverkan, se avsnitt 4.6, men ska ses som ett illustrativt exempel här.



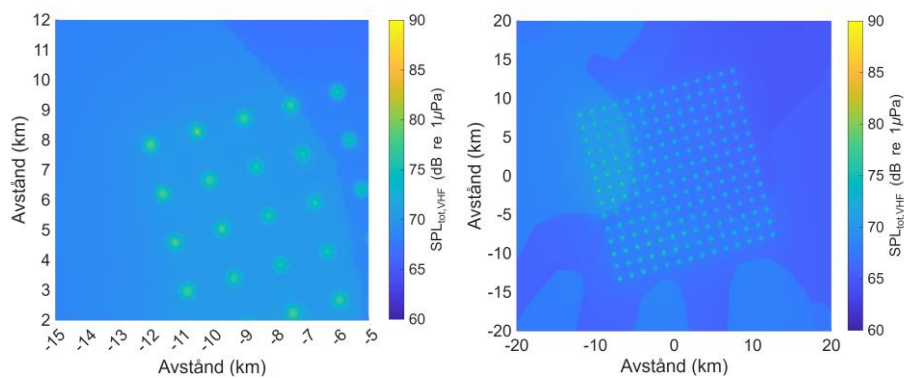
Figur 16. SPL_{tot} ovägt, södra Östersjön, sommar, 15 m/s. Röda isolinjer indikerar 123 dB re 1 μ Pa och radien på dess är cirka 300-400m.



Figur 17. SPL_{tot} VHF-vägt, södra Östersjön, sommar, 15 m/s. Röda isolinjer saknas då påverkansnivån inte överskrids.



Figur 18. SPL_{tot} ovägt, Kattegatt, sommar, 15 m/s. Röda isolinjer indikerar 123 dB re 1 μ Pa och radien på dessa är cirka 300–400 m.



Figur 19. SPL_{tot} VHF-vägt, Kattegatt, sommar, 15 m/s. Röda isolinjer saknas då påverkansnivån inte överskrids.

Tabell 15. Beräknade areor där total ljudtrycksnivå överskrider vissa valda nivåer för tumlare. Gäller scenariot i Södra Östersjön och Kattegatt under sommartid, 15 m/s vindhastighet, layout 2, och källmodell med växellåda. (-) indikerar att ljudtrycksnivån inte överskred påverkansnivån i området.

Område	> 110 $SPL_{tot, VHF}$ (dB re 1 μ Pa)		> 123 SPL_{tot} (dB re 1 μ Pa)	
	Påverkad area, km ²	Del av park, %	Påverkad area, km ²	Del av park, %
S.Östersjön	-	-	82	19
Kattegatt	-	-	46	11

7 Mätning av driftbuller

Bullerbidraget från en vindkraftspark i drift kommer från vindkraftverken själva, men även från de fartyg som utför reparationer och service av vindkraftverken. Mätningarna i ett kontrollprogram syftar till att fastställa ljudnivåer som förekommer i en park. Då det är svårt att skilja olika bullerkällor åt är placeringen av mätinstrumenten mycket viktig, vilket har noterats i denna studie. Tyskland har längst erfarenhet av mätningar av havsbaserade vindkraftverk och 2011 utkom Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH) med riktlinjer för hur mätningar bör göras och hur data bör analyseras (Müller och Zerbs, 2011). Dessa riktlinjer utkom i en tid då vindkraftverken var betydligt mindre än idag, och då problemen med undervattensbuller var en relativt ny miljöfråga. BSH:s riktlinjer från 2011 behandlar alla stadier av ett vindkraftverk, d.v.s. uppbyggnads-, drifts- och avvecklingsfasen. Även myndigheter i andra länder har utkommit med riktlinjer vad gäller mätningar av impulsivt buller under uppbyggnadsfasen, som t.ex. den danska energistyrelsen (Danish Energy Agency, 2023). Under 2023 utkom en rapport på uppdrag av tyska Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) som utvärderar alla mätningar på vindkraftverk i drift mellan åren 2011–2022. Rapporten sammanställer mätningar från 24 vindkraftsparker (Bellmann m.fl., 2023).

Här redovisas de riktlinjer som tagits fram för mätningar i driftsfasen baserat på de äldre riktlinjerna (Müller och Zerbs, 2011) och de uppdateringar som tillförts sedan dess (Bellmann m.fl., 2023). Nyligen publicerades en ny ISO standard för hur man mäter bakgrundsljud och denna kan vara till stor nytta för kravställandet för framtida kontrollprogram (ISO, 2025).

Generellt är kraven för mätinstrumenten likvärdiga oavsett vad som mäts:

- Hydrofonen ska vara omnidirektionell och ha en känslighetavvikelse mindre än 2 dB upp till 40 kHz.
- Samplingstakten ska vara minst 44,1 kHz vilket ger användbar data upp till ca 20 kHz och helst ska inspelningarna vara i okomprimerat 24-bitars format även om undantag finns för det sistnämnda.
- Kalibrering ska utföras med pistofon före och efter varje mätning. Hydrofonerna ska placeras 2–3 m över havsbotten och ljud från andra strukturer, t.ex. bojar, bör undvikas så mycket som möjligt.

Vad gäller mätplatsen finns ett antal kriterier att följa när driftsfasen ska mätas:

- Mätningar ska göras då vindkraftverket producerar lite, mycket samt märkeffekt och minst tre timmars mätningar ska finnas tillgängliga för utvärdering per klass. Även säsongsvariationer och dagliga variationer bör ingå.
- Data ska samlas in från individuella turbiner i parken och mätningarna ska utföras 100 m från ett vindkraftverk samt i mitten av parken. Om kontrollprogrammet innehåller krav på källkaraktärisering kan mätningar på kortare avstånd vara nödvändiga beroende på bakgrundsbullret i området.
- Ytterligare mätningar ska göras utanför parken (1 km bort) och i närmaste naturreservat, som dock inte bör finnas längre bort än 5 km. Alternativt, vid avsaknad av naturreservat, ska mätningar göras 5 km utanför parken.

Data analyseras enligt ekvation (2.1) i form av frekvensspektrum (avsnitt 2.1), d.v.s. smalbandigt spektra med frekvensupplösning mindre än 2 Hz, och medelvärdestiden är 5 sekunder vilket ger SPL_{5s} . Därefter beräknas överskridandenivån för 5% av tiden, $L_{5,5s}$ frekvensuppdelat och uppdelat för varje relevant vindklass. Detta ska göras för både smalbandigt spektra och för tersband.

Ytterligare krav är att det finns bakgrundsmätningar från tiden innan vindkraftsparken byggdes och ljudnivåerna för driftsfasen ska jämföras med bakgrundsmätningarna. Detta har resulterat i problem med analyserna, enligt Bellmann m.fl. (2023), eftersom t.ex. bakgrundsmätningar ibland har gjorts innan området är avspärrat för fartygstrafik. Då har

ljudnivåerna innan parken byggdes varit högre än under driftsfasen. Det är också viktigt att bakgrunds- och driftsfasmätningarna inte görs med alltför lång tid emellan, eftersom fartygstrafiken kan ändras över åren, p.g.a. konjunkturen.

Dagliga mönster i fartygstrafiken kan påverka mätningarna i driftsfasen. Detta eftersom servicefartyg ofta åker ut dagtid och dessutom dagar då vädret är lugnt. Det gäller även fritidsbåtar. Det är därför viktigt att få med flera olika säsonger och dygntider för mätningar per vindklass. Dock är servicefartyg ofta förankrade inom parkens område och bidrar sannolikt endast lite till den totala ljudbilden (Bellmann m.fl., 2023). Om vindkraftsparken ligger nära en farled kan mätningar behöver göras närmare vindkraftverket för att fånga enbart dess buller så källnivån kan beräknas. Vidare kan man behöva mäta en längre tid för att få tillräckligt med data per vindklass som inte innehåller fartygbuller, vilket demonstrerades i denna studie.

Sammanfattningsvis bör kontrollprogrammen i Sverige designas för att de antagna eller beräknade bullernivåerna som inte får överskridas faktiskt kan kontrolleras. Gällande driftbuller så bör hänsyn tas till vilken påverkan man studerar. Påverkansnivåer för beteendereaktioner kan uppmätas direkt medan överskottsljudnivå måste modelleras. Då blir uppskattningen av parametrarnas källnivå viktig samt vilka ljudutbredningsförhållanden som faktisk råder under året. Dessa två parametrar måste då mätas specifikt.

8 Slutsatser

Studien ger en översiktlig beskrivning av driftbuller från bottenförankrade havsbaserade vindkraftverk, vilka faktorer som påverkar ljudnivån samt hur detta buller kan påverka marina djur med fokus på torsk, sill och tumlare. De huvudsakliga slutsatserna sammanfattas i detta kapitel.

8.1 Parameterstudie

För att kunna beräkna bullerbidraget under vattnet från en framtida havsbaserad vindkraftspark behövdes först källmodeller utvecklas, vilket gjordes i samarbete med Quiet-Oceans (QO), med data från Århus universitet och information från litteraturen. Källmodellerna användes sedan av QO för att beräkna det akustiska avtrycket i form av både SPL och överskottsljudnivå. Därefter studerades hur parametrar såsom layout, drivlina, område, säsong och vindhastighet påverkar ljudmiljön. Det finns flertalet osäkerheter i dessa beräkningar som är värt att ha med sig (se appendix A1). Resultaten och slutsatserna från parameterstudierna sammanfattas nedan.

Drivlina: Den framtagna källmodellen för en turbin med växellåda har mestadels sitt totala bidrag vid lägre frekvenser jämfört med modellen med direktdrift. Det medför att ljudet från dessa olika källor utbreder sig olika baserat på ljudutbredningsmodellen. Det resulterande ljudet vid väldigt låga frekvenser (<30 Hz) på längre avstånd från källan kan påverkas av antaganden om bland annat bottensediment och djup. Kombinationen av osäkerheter vad gäller källnivåer vid låga frekvenser för modellen med växellåda, och förekomsten av fartygsbuller i den direktdrivna modellen, gör det problematiskt att jämföra skillnaderna mellan olika drivlinor. Detta motiverar fler mätningar av dagens och framtidens vindkraftverk.

Layout: Resultatet från parameterstudie 1 indikerar att layout 2, med 196 stycken 15 MW turbiner har ett 5–8% större område där överskottsljudnivån överstiger 3 dB. Detta är i linje med vad som kan förväntas av den antagna modelluppställningen, då antalet turbiner nästan är fördubblat, samtidigt som den bredbandiga ljudtrycksnivån vid 100 m endast skiljer sig 2 dB per turbin enligt källmodellen. Resultatet kan komma att ändras om skillnaden i ljudtrycksnivån mellan turbinerna skulle visa sig vara större än 2 dB i praktiken.

Vindhastighet: Parameterstudie 1 visar att området där överskottsljudnivån överstiger 3 dB minskar med ökande vindhastighet. Det innebär att vindbrusets bidrag till ljudnivån ökar snabbare än driftbullret med ökande vindhastighet. Resultatet blir att vindbruset maskerar ut bidraget från vindkraftverket, varpå överskottsljudnivån minskar. Den totala ljudtrycksnivån ökar dock med vindhastigheten, vilket leder till att arean där ljudtrycksnivån överstiger ett visst värde blir större vid högre vindhastighet. Det visar på att val av vindbrusmodell är mycket viktigt.

Område och säsong: I parameterstudie 2 var det akustiska avtrycket, mätt som area med överskottsljudnivå överstiger 3 dB, större i södra Östersjön än i Kattegatt och Bottenviken. Arealen där överskottsljudnivån överstiger 3 dB är dock mindre än parkens totala yta för samtliga platser. Avtrycket var relativt säsongsoberoende i södra Östersjön, medan det ökade från sommar till vinter i Kattegatt och Bottenviken. Samma vindbrusmodell antogs för samtliga platser, utan säsongsvariation, och den utgör det enda bidraget till bakgrundsljudet i modelleringen.

8.2 Påverkan på marina djur

Det är helt klarlagt att många marina djur lever nära fundamenten i en havsbaserad vindkraftspark som är bullrig i stort sett hela tiden. Samtidigt visar studier på en negativ påverkan hos marina djur som utsätts för mänskligt genererat buller, men få av dessa har

använt driftbuller som ljudkälla. Det gör att studier med andra bullerkällor har använts för att summera påverkansnivåer kopplade till maskering och beteendepåverkan som sedan kan användas i en bullerutredning för driftbuller.

Utvärderingsmetod: Den metod som beskrivs är inspirerad av det ramverk som tagits fram inom EU för utvärderingen av god miljöstatus enligt Havsmiljödirektivet, Deskriptor 11, för kontinuerligt lågfrekvent undervattensbuller relaterat till mänskligt buller i europeiska vatten. Metoden demonstreras för torsk och tumlare i tre olika svenska havsområden. Flera utvärderingsparametrar måste fastställas i bullerutredningen som t.ex. påverkantyp (maskering eller beteendepåverkan), art, påverkansområde, påverkansnivå, tröskelvärde för procent av area som är godkänd att påverka och för hur lång tid. Observera att tidsparametern inte finns med i denna studie utan endast momentan ljudnivå för en viss vindhastighet analyseras. Statistik för en längre tidsperiod bör samlas in för att beskriva effekter av tidsvariationer i vindhastighet i en bullerutredning. Metoden fungerade väl, men resultaten som presenteras i denna studie ska ses som exempel.

Påverkansnivå: För fisk (torsk, sill, lax) och tumlare i denna studie ges påverkansnivåerna i intervaller, eftersom forskningen inte är entydig för en exakt nivå. Det gäller både maskering och beteendepåverkan. För fiskars ägg och larver föreslås idag ingen påverkansnivå p.g.a. brist på data. För vandrande fisk går det inte att fastställa om en park är ett vandringshinder eller inte i brist på studier, men det antas att dessa arter kommer höra driftbullret. Påverkansnivåer som presenteras i litteraturen är dock osäkra, då enbart ett fåtal studier redovisar vid vilka ljudnivåer djuren faktiskt har påverkats. Detta försvårar fastställandet av påverkansnivåer. En slutsats av denna studie är att det måste till en harmonisering av hur resultatet av ljudnivåer i bullerstudier redovisas för att man ska kunna fastställa påverkansnivåer med hög trovärdighet.

Auditiv frekvensvägning: Driftbuller har den mesta energin under 1 kHz vilket gör att alla fiskar hör driftbullret bra medan tumlaren hör det mindre bra. Det är rekommenderat att frekvensväga driftbullret för den arts hörsel som analyseras för att resultaten ska bli relevanta. Det är vanligare att frekvensväga (VHF) för tumlares hörsel än för fisk, men det finns studier som demonstrerar hur detta kan göras även för fisk. I framtiden kommer man sannolikt att gå mot funktionella grupper även för fisk likt för däggdjur.

Resultaten av modelleringen: Driftbuller riskerar att maskera fiskars kommunikation i ett område som är något större än vindkraftsparken under vintern och vid 7 m/s i Kattegatt och södra Östersjön. I Bottenviken är det mindre än halva parken. Variationen beror främst på lokala ljudutbredningsförhållanden och en maskering av 12 dB kan noteras endast nära (<350 m) en enskild turbin. Beteendereaktion hos fisk bedöms i dessa scenarier endast ske i mindre än 20 % av parkens område. Resultaten för beteendereaktioner blir ungefär samma i alla tre områdena.

Tumlare hör driftbullret relativt dåligt och detta gör att det är i en mycket liten del av en park (<1 %) där driftbullret riskerar att påverka tumlarens förmåga att detektera ljud under 1 kHz. Det gäller under sommaren och vid 15 m/s. Beteendereaktioner kan förekomma i mindre än 20 % av parkens område i både Kattegatt och södra Östersjön, baserat på en ovägd påverkansnivå och 0 % av parkens område baserat på en VHF-vägd nivå där den senare metoden har mera stöd i litteraturen.

Kontrollprogram: Mätningar bör genomföras för att fastställa att de villkor som finns i tillståndet inte överträds. Gällande driftbuller bör hänsyn tas till vilken effekt som studeras. Påverkansnivåer för beteendereaktion kan uppmätas direkt, medan överskottsljudnivå måste modelleras. Då blir uppskattningen av källnivån viktig, samt vilka ljudutbredningsförhållanden som faktisk råder under året. Källnivån och ljudutbredningsförhållanden måste mätas specifikt. Idag finns det exempel från Tyskland och Danmark på hur driftbuller kan mätas i ett kontrollprogram för att studera bullernivån, men metoden är inte helt anpassad till den utvärderingsmetod som presenteras i denna studie.

9 Referenser

- Ainslie, M., 2010. Principles of Sonar Performance Modelling. Springer, Berlin, Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/978-3-540-87662-5>
- Andersson, M.H., Carlsson, J., Thörn, F., Östberg, M., 2025. Beräkning av akustisk påverkan från pålning för havsbaserad vindkraft (No. FOI-R--5730--SE). Stockholm.
<https://www.foi.se/rapporter/rapportsammanfattning.html?reportNo=FOI-R--5730--SE>
- Andersson, M.H., Öhman, M.C., 2010. Fish and sessile assemblages associated with wind-turbine constructions in the Baltic Sea. *Mar. Freshw. Res.* 61, 642–650.
<https://doi.org/10.1071/MF09117>
- Andersson, M.H., Sigraý, P., Persson, L.K.G., 2011. Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk (No. 6436), Vindval. Naturvårdsverket, Stockholm.
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6400/978-91-620-6436-5.pdf>
- Apata, O., Oyedokun, D.T.O., 2020. An overview of control techniques for wind turbine systems. *Sci. Afr.* 10, e00566. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00566>
- Appelberg, M., Holmqvist, M., Lagenfelt, I., Lettevall, E., Sparrevik, E., Wahlberg, M., Westerberg, H., 2005. Öresundsförbindelsens inverkan på fisk och fiske Underlagsrapport 1992-2005. Fiskeriverket, Göteborg.
<https://gupea.ub.gu.se/handle/2077/48654>
- Baldachini, M., Burns, R.D.J., Buscaino, G., Papale, E., Racca, R., Wood, M.A., Pace, F., 2024. Modeling the underwater sound of floating offshore windfarms in the Central Mediterranean Sea. *J. Mar. Sci. Eng.* 12, 1495. <https://doi.org/10.3390/jmse12091495>
- Bellmann, M.A., Müller, T., Scheiblich, K., Betke, K., 2023. Experience report on operational noise - cross-project evaluation and assessment of underwater noise measurements from the operational phase of offshore wind farms (No. 3926). ITAP.
https://www.itap.de/media/operational_noise-experience_report_final_rev02.pdf
- Bergström, L., Lagenfelt, I., Sundqvist, F., Andersson, I., Andersson, M.H., Sigraý, P., 2013. Study of the fish communities at Lillgrund wind farm – Final report from the monitoring programme for fish and fisheries 2002–2010. On behalf of Vattenfall Vindkraft AB. Swedish Agency for Marine and Water Management, Report number 2013:19.
<https://www.havochvatten.se/download/18.fc10d7414c15f3bdffe018f/1708685371015/rapport-hav-2013-19-study-of-lillgrund.pdf>
- Bergström, L., Öhman, M.C., Berkström, C., Isaeus, M., Kautsky, L., Koehler, B., Sandman, A.N., Ohlsson, H., Ottvall, R., Schack, H., Wahlberg, M., 2022. Effekter av havsbaserad vindkraft på marint liv. En syntesrapport om kunskapsläget 2021. (No. 7049). Naturvårdsverket, Stockholm.
https://www.naturvardsverket.se/4ad472/globalassets/media/publikationer-pdf/7000/978-91-620-7049-6_b.pdf
- Blom, E.-L., Dekhla, I.K., Bertram, M.G., Manera, J.L., Kvarnemo, C., Svensson, O., 2024. Anthropogenic noise disrupts early-life development in a fish with paternal care. *Sci. Total Environ.* 935, 173055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173055>
- Blom, E.-L., Kvarnemo, C., Dekhla, I., Schöld, S., Andersson, M.H., Svensson, O., Amorim, M.C.P., 2019. Continuous but not intermittent noise has a negative impact on mating success in a marine fish with paternal care. *Sci. Rep.* 9, 5494.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-41786-x>
- Borsani, J.F., Andersson, M., André, M., Azzellino, A., Bou, M., Castellote, M., Ceyrac, L., Dellong, D., Folegot, T., Haubner, N., Hegarty, M., Hedgeland, D., Juretzek, C., Klauson, A., Lander, S., Leaper, R., Le Courtois, F., Liebschner, A., Maglio, A., Mihanović, H., Mueller, A., Norro, A., Novellino, A., Outinen, O., Popit, A., Prospathopoulos, A., Sigraý, P., Thomsen, F., Tougaard, J., Vukadin, P., Weilgart, L., 2022. Setting of EU Threshold Values for continuous underwater sound. TG Noise Recommendations (TG Noise Deliverable 4), Technical Group on underwater noise (TG Noise). Editorial coordination : Maud Casier, DG Environment, European Commission.

- https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC133476/JRC133476_01.pdf
- Burns, R., Martin, S.B., Wood, M., Wilson, C., Lumsden, E., Pace, F., 2022. Hywind scotland floating offshore wind farm sound source characterisation of operational floating turbines (Technical report No. Document 02521, Version 3.0 FINAL). JASCO Applied Sciences for Equinor Energy AS.
https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Burns_etal2022.pdf
- Carlén, I., Thomas, L., Carlström, J., Amundin, M., Teilmann, J., Tregenza, N., Tougaard, J., Koblitz, J.C., Sveegaard, S., Wennerberg, D., Loisa, O., Dähne, M., Brundiers, K., Kosecka, M., Kyhn, L.A., Ljungqvist, C.T., Pawliczka, I., Koza, R., Arciszewski, B., Galatius, A., Jabbusch, M., Laaksonlaita, J., Niemi, J., Lyytinen, S., Gallus, A., Benke, H., Blankett, P., Skóra, K.E., Acevedo-Gutiérrez, A., 2018. Basin-scale distribution of harbour porpoises in the Baltic Sea provides basis for effective conservation actions. *Biol. Conserv.* 226, 42–53.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.031>
- Chang, H.-Y., Lin, T.-H., Anraku, K., Shao, Y.T., 2018. The effects of continuous acoustic stress on ROS levels and antioxidant-related gene expression in the Black Porgy (*Acanthopagrus schlegelii*). *Zool. Stud.* 57, e59. <https://doi.org/10.6620/ZS.2018.57-59>
- Chapman, C.J., Hawkins, A.D., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *J. Comp. Physiol.* 85, 147–167. <https://doi.org/10.1007/BF00696473>
- Clark, C.W., Ellison, W.T., Southall, B.L., Hatch, L., Van Parijs, S.M., Frankel, A., Ponirakis, D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: Intuitions, analysis, and implication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 395, 201–222. <https://doi.org/10.3354/meps08402>
- Clausen, K.T., Teilmann, J., Wisniewska, D.M., Dalgaard Balle, J., Delefosse, M., Van Beest, F.M., Clausen, A.L., 2021. Echolocation activity of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, shows seasonal artificial reef attraction despite elevated noise levels close to oil and gas platforms. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12055>
- Cresci, A., Zhang, G., Durif, C.M.F., Larsen, T., Shema, S., Skiftesvik, A.B., Browman, H.I., 2023. Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae are attracted by low-frequency noise simulating that of operating offshore wind farms. *Commun. Biol.* 6, 353.
<https://doi.org/10.1038/s42003-023-04728-y>
- Danish Energy Agency, 2023. Guideline for underwater noise - Installation of impact or vibratory driven piles (No. Revision 1). Danish Ministry of Energy, Copenhagen.
<https://ens.dk/media/2526/download>
- Darias-O'Hara, A.K., Booth, C.G., Erbe, C., Isojunno, S., Janik, V.M., Lucke, K., Southall, B., Tougaard, J., von Benda-Beckmann, A.M., Verfuss, U.K., 2025. Behavioural response thresholds for the assessment of noise impact on Antarctic marine mammal species. *Mar. Policy* 179, 106738. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2025.106738>
- de Jong, C., Binnerts, B., de Krom, P., Gaida, T., 2022. North Sea Sound Maps 2019-2020. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans). <https://www.interregnorthsea.eu/sites/default/files/2024-07/Jomopans%20North%20Sea%20Sound%20Maps%202019-2020.pdf>
- de Jong, K., Amorim, M.C.P., Fox, C.J., Heubel, K.U., 2018. Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environ. Pollut.* 237, 814–823. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.003>
- de Jong, K., Forland, T.N., Amorim, M.C.P., Rieucan, G., Slabbekoorn, H., Sivle, L.D., 2020. Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction. *Rev. Fish Biol. Fish.* 30, 245–268. <https://doi.org/10.1007/s11160-020-09598-9>
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., Vigin, L., 2023. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: progressive insights in changing species distribution patterns informing marine management. *Memoirs on the Marine Environment*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management, Brussels.
https://odnature.naturalsciences.be/downloads/mumm/windfarms/winmon_report_2023_final.pdf
- Duarte, C.M., Chapuis, L., Collin, S.P., Costa, D.P., Devassy, R.P., Eguiluz, V.M., Erbe, C., Gordon, T.A.C., Halpern, B.S., Harding, H.R., Havlik, M.N., Meekan, M., Merchant, N.D., Miksis-Olds, J.L., Parsons, M., Predragovic, M., Radford, A.N., Radford, C.A.,

- Simpson, S.D., Slabbekoorn, H., Staaterman, E., Van Opzeeland, I.C., Winderen, J., Zhang, X., Juanes, F., 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science* 371. <https://doi.org/10.1126/science.aba4658>
- Dyndo, M., Wiśniewska, D.M., Rojano-Doñate, L., Madsen, P.T., 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Sci. Rep.* 5, 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep11083>
- El-Dairi, R., Outinen, O., Kankaanpää, H., 2024. Anthropogenic underwater noise: A review on physiological and molecular responses of marine biota. *Mar. Pollut. Bull.* 199, 115978. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115978>
- Engås, A., Misund, O.A., Soldal, A.V., Horvei, B., Solstad, A., 1995. Reactions of penned herring and cod to playback of original, frequency-filtered and time-smoothed vessel sound. *Fish. Res.* 22, 243–254. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(94\)00317-P](https://doi.org/10.1016/0165-7836(94)00317-P)
- Enger, P.S., 1967. Hearing in herring 22, 527–538. [https://doi.org/10.1016/0010-406X\(67\)90615-9](https://doi.org/10.1016/0010-406X(67)90615-9)
- Erbe, C., Reichmuth, C., Cunningham, K., Lucke, K., Dooling, R., 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. *Mar. Pollut. Bull.* 103, 15–38. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.007>
- Folegot, T., Clorennec, D., Chavanne, R., Gallou, R., 2016. Mapping Ambient Noise for BIAS. Quiet-Oceans technical report QO.
- Frankish, C.K., von Benda-Beckmann, A.M., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Sveegaard, S., Binnerts, B., de Jong, C.A.F., Nabe-Nielsen, J., 2023. Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper. *Mar. Pollut. Bull.* 197, 115755. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115755>
- Gallagher, C.A., Chudzinska, M., Larsen-Gray, A., Pollock, C.J., Sells, S.N., White, P.J.C., Berger, U., 2021a. From theory to practice in pattern-oriented modelling: identifying and using empirical patterns in predictive models. *Biol. Rev.* 96, 1868–1888. <https://doi.org/10.1111/brv.12729>
- Gallagher, C.A., Grimm, V., Kyhn, L.A., Kinze, C.Ch., Nabe-Nielsen, J., 2021b. Movement and seasonal energetics mediate vulnerability to disturbance in marine mammal populations. *Am. Nat.* 197, 296–311. <https://doi.org/10.1086/712798>
- Hao, X., Hamel, H., Grandjean, C.H., Fedutin, I., Wahlberg, M., Frankish, C.K., Nabe-Nielsen, J., 2024. Harbour porpoises respond to recreational boats by speeding up and moving away from the boat path. *Ecol. Evol.* 14, e11433. <https://doi.org/10.1002/ece3.11433>
- Harding, H., 2016. Measurement of Hearing in the Atlantic salmon (*Salmo salar*) using Auditory evoked potentials, and effects of pile driving playback on salmon. *Behaviour and Physiology: Scottish Marine and Freshwater Science Vol 7 No 11. Marine Scotland Science*. <https://data.marine.gov.scot/dataset/measurement-hearing-atlantic-salmon-salmo-salar-using-auditory-evoked-potentials-and-effects>
- Harwood, J., Chudzińska, M., Hin, V., Wilder, F., Marwood, E., Booth, Cormac, 2024. Adapting the iPCoD Framework for harbour porpoises to utilise a dynamic energy budget model in modelling the effects of disturbance (Technical report No. SMRUC-MSS-2024-006). Offshore Wind Directorate and Marine Directorate, Scottish Government. <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Harwood-et-al-2024.pdf>
- Hawkins, A.D., Johnstone, A.D.F., 1978. The hearing of the Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *J. Fish Biol.* 13, 655–673. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1978.tb03480.x>
- Hawkins, A.D., Pembroke, A.E., Popper, A.N., 2015. Information gaps in understanding the effects of noise on fishes and invertebrates. *Rev. Fish Biol. Fish.* 25, 39–64. <https://doi.org/10.1007/s11160-014-9369-3>
- Hawkins, A.D., Popper, A.N., 2018. Directional hearing and sound source localization by fishes. *J. Acoust. Soc. Am.* 144, 3329–3350. <https://doi.org/10.1121/1.5082306>
- HELCOM, 2023. HELCOM Thematic assessment of hazardous substances, marine litter, underwater noise and non-indigenous species 2016–2021 (No. 190), Baltic Sea Environment Proceedings. Helsinki. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2023/03/HELCOM-Thematic-assessment-of-hazardous-substances-marine-litter-underwater-noise-and-non-indigenous-species-2016-2021.pdf>
- Hemery, L.G., Garavelli, L., Copping, A.E., Farr, H., Jones, K., Baker-Horne, N., Kregting, L., McGarry, L.P., Sparling, C., Verling, E., 2024. Animal displacement from marine

- energy development: Mechanisms and consequences. *Sci. Total Environ.* 917. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170390>
- Hemon, E., Folegot, T., 2025. Swedish Wind Energy Screening, OWF underwater noise assessment - Final Report (No. QO.20240320.RAP.001.02A). Quiet-Oceans, Brest. <https://www.lansstyrelsen.se/download/18.1a7c21ab196f116156b195fd/1748001523215/FOI%20Swedish%20Wind%20Energy%20Screening.pdf>
- Holme, C.T., Simurda, M., Gerlach, S., Bellmann, M.A., 2024. Relation between underwater noise and operating offshore wind turbines, in: *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer, Cham, pp. 247–259. https://doi.org/10.1007/978-3-031-50256-9_66
- Honkanen, H., Moore, I., Roger, J., Adams, C.E., Dodd, J.A., 2024. Diadromous fish in the context of offshore wind – Review of current knowledge & future research (Technical report). Report prepared for the Scottish Government by Veritas Ecology Limited. <https://www.gov.scot/publications/diadromous-fish-context-offshore-wind-review-current-knowledge-future-research-14-january-2024/documents/>
- ISO, 2025. 7605:2025 Measurement of underwater ambient sound.
- ISO, 2017. 18405:2017 Underwater acoustics - terminology. International Organization for Standardization.
- ISO, 2014. Akustik - Filter för oktavband och delar av oktavband - Del 1: Specifikationer (No. SS-EN 61260-1), Svensk standard.
- Jensen, F.B., Kuperman, W.A., Porter, M.B., Schmidt, H., 2011. Computational ocean acoustics, modern acoustics and signal processing. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8678-8>
- Jerkø, H., Turunen-Rise, I., Enger, P.S., Sand, O., 1989. Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *J. Comp. Physiol. A* 165, 455–459. <https://doi.org/10.1007/BF00611234>
- Johansson, A.T., Lalander, E., Krång, A.-S., Andersson, M.H., 2024. Speed dependence, sources, and directivity of small vessel underwater noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 156, 2077–2087. <https://doi.org/10.1121/10.0028385>
- Kastelein, R.A., Hoek, L., de Jong, C.A.F., Wensveen, P.J., 2010. The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 kHz. *J. Acoust. Soc. Am.* 128, 3211–3222. <https://doi.org/10.1121/1.3493435>
- Klauson, A., Mustonen, M., Folegot, T., Tougaard, J., 2024. Environmental impact assessment of continuous underwater noise in the Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 209, 117105. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117105>
- Kok, A.C.M., Berkhout, B.W., Carlson, N.V., Evans, N.P., Khan, N., Potvin, D.A., Radford, A.N., Sebire, M., Shafiei Sabet, S., Shannon, G., Wascher, C.A.F., 2023. How chronic anthropogenic noise can affect wildlife communities. *Front. Ecol. Evol.* 11. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1130075>
- Koschinski, S., Culik, B.M., Henriksen, O.D., Tregenza, N., Ellis, G., Jansen, C., Kathe, G., 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 265, 263–273. <https://doi.org/10.3354/meps265263>
- Küsel, E., Weirathmueller, M., Koessler, M.W., Zammit, K., Quijano, J., Kanu, C., Limpert, K., Clapsaddle, M., Zeddies, D., 2022. Sunrise wind farm project underwater noise and exposure modeling (Technical report No. Document 02109 Version 7.0). JASCO Applied Sciences for Equinor Energy AS, Silver Spring. https://www.boem.gov/sites/default/files/documents/renewable-energy/state-activities/SRW01_COP_AppI1_Underwater%20Acoustic%20Modelling%20Report_2022-08-19_508.pdf
- Lalander, E., Nordström, R.L., Andersson, M.H., 2021. Underwater soundscape at the Northern Midsea bank - Ship noise influence on the ambient noise and implications for management. FOI-R-5168-SE. Stockholm. <https://www.foi.se/rapporter/rapportsammanfattning.html?reportNo=FOI-R--5168--SE>
- Lara, R.A., Vasconcelos, R.O., 2021. Impact of noise on development, physiological stress and behavioural patterns in larval zebrafish. *Sci. Rep.* 11, 6615. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-85296-1>
- Larsson Nordström, R., Lalander, E., Skog, I.I., Andersson, M.H., Nordström, R.L., Lalander, E., Skog, I.I., Andersson, M.H., 2022. Maximum likelihood separation of

- anthropogenic and wind-generated underwater noise 152, 1292–1299.
<https://doi.org/10.1121/10.0013887>
- Lennox, R.J., Birnie-Gauvin, K., Bate, C., Cooke, S.J., Haraldstad, T., Berhe, S., Penney, H.D., Bangley, C.W., Vollset, K.W., Piczak, M.L., 2025. Marine fish passage—underappreciated threats to connectivity within the marine environment. *Mar. Ecol.* 46, e12859. <https://doi.org/10.1111/maec.12859>
- Lucke, K., MacGillivray, A.O., Halvorsen, M.B., Ainslie, M.A., Zeddies, D.G., Sisneros, J.A., 2024. Recommendations on bioacoustical metrics relevant for regulating exposure to anthropogenic underwater sound. *J. Acoust. Soc. Am.* 156, 2508–2526.
<https://doi.org/10.1121/10.0028586>
- Mackenzie, K.V., 1981. Nine-term equation for sound speed in the oceans. *J. Acoust. Soc. Am.* 70, 807–812. <https://doi.org/10.1121/1.386920>
- Magnhagen, C., Johansson, K., Sigray, P., 2017. Effects of motorboat noise on foraging behaviour in Eurasian perch and roach: A field experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 564, 115–125. <https://doi.org/10.3354/meps11997>
- Mann, D.A., Popper, A.N., Wilson, B., 2005. Pacific herring hearing does not include ultrasound. *Biol. Lett.* 1, 158–161. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2004.0241>
- Marmo, B., Roberts, I., Buckingham, M.P., King, S., Booth, Cormac, 2013. Modelling of noise effects of operational offshore wind turbines including noise transmission through various foundation types. Scottish Government, Edinburgh.
<https://agris.fao.org/search/en/providers/123417/records/64745c2079cbb2c2c1a850b0>
- Mavraki, N., Degraer, S., Vanaverbeke, J., 2021. Offshore wind farms and the attraction–production hypothesis: insights from a combination of stomach content and stable isotope analyses. *Hydrobiologia* 848, 1639–1657. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04553-6>
- Montgomery, J.C., Tolimieri, N., Haine, O.S., 2001. Active habitat selection by pre-settlement reef fishes. *Fish Fish.* 2, 261–277. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2960.2001.00053.x>
- Mooney, A., Andersson, M., Stanley, J., 2020. Acoustic impacts of offshore wind energy on fishery resources: an evolving source and varied effects across a wind farm’s lifetime. *Oceanography* 33, 82–95. <https://doi.org/10.5670/oceanog.2020.408>
- Mortensen, L.O., Chudzinska, M.E., Slabbekoom, H., Thomsen, F., 2021. Agent-based models to investigate sound impact on marine animals: bridging the gap between effects on individual behaviour and population level consequences. *Oikos* 130, 1074–1086.
<https://doi.org/10.1111/oik.08078>
- Müller, A., Zerbs, C., 2011. Offshore wind farms measuring instruction for underwater sound monitoring current approach with annotations application instructions (Report no. No. M88 607/5). Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg.
https://www.bsh.de/DE/PUBLIKATIONEN/_Anlagen/Downloads_Suchausschluss/Offshore/Anlagen-EN/Measuring-instruction-for-underwater-sound-monitoring.pdf?__blob=publicationFile&v=4
- Mustonen, M., Klauson, A., Andersson, M., Clorennec, D., Folegot, T., Koza, R., Pajala, J., Persson, L., Tegowski, J., Tougaard, J., Wahlberg, M., Sigray, P., 2019. Spatial and temporal variability of ambient underwater sound in the Baltic Sea. *Sci. Rep.* 9, 1–13.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-48891-x>
- Mustonen, M., Klauson, A., Laanearu, J., Ratassepp, M., Folegot, T., Clorennec, D., 2017. Passenger ship source level determination in shallow water environment 070015, 070015. <https://doi.org/10.1121/2.0000323>
- Nabe-Nielsen, J., Sibily, R.M., Tougaard, J., Teilmann, J., Sveegaard, S., 2014. Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol. Model.* 272, 242–251.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.025>
- National Marine Fisheries Service, 2024. 2024 Update to: 2 Technical guidance for assessing the effects of anthropogenic sound on 4 marine mammal hearing (Version 3.0) underwater and in-air criteria for onset of auditory injury and temporary threshold shifts. NOAA, Silver Spring. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/66184>
- Nedelec, S.L., Simpson, S.D., Morley, E.L., Nedelec, B., Radford, A.N., 2015. Impacts of regular and random noise on the behaviour, growth and development of larval Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 282.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2015.1943>

- Öhman, M.C., 2023. Effekter av havsbaserad vindkraft på fisk (No. 7115). Naturvårdsverket, Stockholm.
<https://www.naturvardsverket.se/4ad591/globalassets/media/publikationer-pdf/7100/978-91-620-7115-8.pdf>
- Owen, K., Sköld, M., Carlström, J., 2021. An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years. *Conserv. Sci. Pract.* 3. <https://doi.org/10.1111/csp2.468>
- Pirotta, E., Booth, C.G., Costa, D.P., Fleishman, E., Kraus, S.D., Lusseau, D., Moretti, D., New, L.F., Schick, R.S., Schwarz, L.K., Simmons, S.E., Thomas, L., Tyack, P.L., Weise, M.J., Wells, R.S., Harwood, J., 2018. Understanding the population consequences of disturbance. *Ecol. Evol.* 8, 9934–9946.
<https://doi.org/10.1002/ece3.4458>
- Popper, A.N., Hawkins, A.D., Sisneros, J.A., 2022a. Fish hearing “specialization” – a re-evaluation. *Hear. Res.* 425. <https://doi.org/10.1016/j.heares.2021.108393>
- Popper, A.N., Hice-Dunton, L., Jenkins, E., Higgs, D.M., Krebs, J., Mooney, A., Rice, A., Roberts, L., Thomsen, F., Vigness-Raposa, K., Zeddies, D., Williams, K.A., 2022b. Offshore wind energy development: Research priorities for sound and vibration effects on fishes and aquatic invertebrates. *J. Acoust. Soc. Am.* 151, 205–215.
<https://doi.org/10.1121/10.0009237>
- Prawirasara, M., Mustonen, M., Klauson, A., 2024. Wind fetch effect on underwater wind-driven sound. *Est. J. Earth Sci.* 73, 15. <https://doi.org/10.3176/earth.2024.02>
- Putland, R.L., Montgomery, J.C., Radford, C.A., 2019. Ecology of fish hearing. *J. Fish Biol.* 95, 39–52. <https://doi.org/10.1111/jfb.13867>
- Reubens, J.T., Pasotti, F., Degraer, S., Vincx, M., 2013a. Residency, site fidelity and habitat use of Atlantic cod (*Gadus morhua*) at an offshore wind farm using acoustic telemetry. *Mar. Environ. Res.* 90, 128–135.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.001>
- Reubens, J.T., Vandendriessche, S., Zenner, A.N., Degraer, S., Vincx, M., 2013b. Offshore wind farms as productive sites or ecological traps for gadoid fishes? – Impact on growth, condition index and diet composition. *Mar. Environ. Res.* 90, 66–74.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.05.013>
- Risch, D., Favill, G., Marmo, B., van Geel, N., Benjamins, S., Thompson, P., Wittich, A., Wilson, B., 2023. Characterisation of underwater operational noise of two types of floating offshore wind turbines. *Supergen. Scottish Association for Marine Science (SAMS), Oban.* <https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Rischetal.pdf>
- Satou, M., Shiraishi, A., Matsushima, T., Okumoto, N., 1991. Vibrational communication during spawning behavior in the himé salmon (landlocked red salmon, *Oncorhynchus nerka*). *J. Comp. Physiol. A* 168, 417–428. <https://doi.org/10.1007/BF00199602>
- Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., van Polanen Petel, T., Teilmann, J., Reijnders, P., 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environ. Res. Lett.* 6, 025102.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/025102>
- Seri, S.G., Schinault, M.E., Penna, S.M., Zhu, C., Sivle, L.D., De Jong, K., Handegard, N.O., Ratilal, P., 2023. Characterizing coastal cod vocalization using a towed hydrophone array. *ICES J. Mar. Sci.* 80, 1727–1745. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad104>
- Sierra-Flores, R., Attack, T., Migaud, H., Davie, A., 2015. Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquac. Eng.* 67, 67–76.
<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2015.06.003>
- Sigray, P., Andersson, M., Pajala, J., Laanearu, J., Klauson, A., Tegowski, J., Boethling, M., Fischer, J., Tougaard, J., Wahlberg, M., Nikolopoulos, A., Folegot, T., Matuschek, R., Verfuss, U., 2016. BIAS: A regional management of underwater sound in the Baltic Sea. *Adv. Exp. Med. Biol.* 875, 1015–1023. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2981-8_126
- Slabbekoorn, H., Dalen, J., de Haan, D., Winter, H.V., Radford, C., Ainslie, M.A., Heaney, K.D., van Kooten, T., Thomas, L., Harwood, J., 2019. Population-level consequences of seismic surveys on fishes: An interdisciplinary challenge. *Fish Fish.* 20, 653–685.
<https://doi.org/10.1111/faf.12367>
- Southall, E.B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P., Tyack, P.L., 2019. Marine mammal noise exposure

- criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquat. Mamm.* 45, 125–232. <https://doi.org/10.1578/AM.45.2.2019.125>
- Stöber, U., Thomsen, F., 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? *J. Acoust. Soc. Am.* 149, 1791. <https://doi.org/10.1121/10.0003760>
- Sveegaard, S., Andreassen, H., Mouritsen, K.N., Jeppesen, J.P., Teilmann, J., Kinze, C.C., 2012. Correlation between the seasonal distribution of harbour porpoises and their prey in the Sound, Baltic Sea. *Mar. Biol.* 159, 1029–1037. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1883-z>
- Svendsen, J.C., Ibanez-Erquiaga, B., Savina, E., Wilms, T., 2022. Effects of operational off-shore wind farms on fishes and fisheries. Review report (DTU Aqua Report No. 411–2022). National Institute of Aquatic Resources, Technical University of Denmark. https://backend.orbit.dtu.dk/ws/portalfiles/portal/284685123/411_2022_Effects_offshore_wind_farms.pdf
- Tougaard, J., Beedholm, K., Madsen, P.T., 2023. Temporary threshold shift in porpoise hearing: effect of experimental protocol, in: *The Effects of Noise on Aquatic Life*. Springer, Cham, pp. 1–7. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_166-1
- Tougaard, J., Carstensen, J., Teilmann, J., Ilsted Bech, N., 2005. Effects of the Nysted offshore wind farm on harbour porpoises (Technical Report to Energi E2 A/S). National Environmental Research Institute Ministry of the Environment. https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Effects_of_the_Nysted_Offshore_Wind_Farm_on_Harbour_Porpoises.pdf
- Tougaard, J., Henriksen, O.D., Miller, L.A., 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *J. Acoust. Soc. Am.* 125, 3766–3773. <https://doi.org/10.1121/1.3117444>
- Tougaard, J., Hermannsen, L., Madsen, P.T., 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? *J. Acoust. Soc. Am.* 148, 2885–2893. <https://doi.org/10.1121/10.0002453>
- van der Knaap, I., Ashe, E., Hannay, D., Bergman, A.G., Nielsen, K.A., Lo, C.F., Williams, R., 2022. Behavioural responses of wild Pacific salmon and herring to boat noise. *Mar. Pollut. Bull.* 174, 113257. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113257>
- Waddell, E.E., Širović, A., 2023. Effects of anthropogenic noise and natural soundscape on larval fish behavior in four estuarine species. *J. Acoust. Soc. Am.* 154, 863–873. <https://doi.org/10.1121/10.0020581>
- Wahlberg, M., Westerberg, H., 2003. Sounds produced by herring (*Clupea harengus*) bubble release. *Aquat. Living Resour., Acoustics in Fisheries and Aquatic Ecology. Part 2* 16, 271–275. [https://doi.org/10.1016/S0990-7440\(03\)00017-2](https://doi.org/10.1016/S0990-7440(03)00017-2)
- Wei, C.A., Lin, T.H., Chen, R.D., Tseng, Y.-C., Shao, Y.T., 2018. The effects of continuously acoustical stress on cortisol in milkfish (*Chanos chanos*). *Gen. Comp. Endocrinol., Proceedings of the 8th International Symposium on Fish Endocrinology 2016* 257, 227–234. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2017.07.018>
- Wenz, G.M., 1962. Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *J. Acoust. Soc. Am.* 34, 1936–1956. <https://doi.org/10.1121/1.1909155>
- Wind Europe, 2021. Offshore wind in europe key trends and statistics 2020. Wind Europe. <https://windeurope.org/data/products/offshore-wind-in-europe-key-trends-and-statistics-2020/>
- Winter, H.V., Aarts, G.M., Keeken, O.A. van, 2010. Residence time and behaviour of sole and cod in the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) (No. OWEZ_R_265_T1_20100916). IMARES Wageningen UR. <https://research.wur.nl/en/publications/residence-time-and-behaviour-of-sole-and-cod-in-the-offshore-wind/>
- Wisniewska, D.M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., Madsen, P.T., 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 285, 20172314. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2314>
- Xu, Z., Wei, J., Zhang, S., Liu, Z., Chen, X., Yan, Q., Guo, J., 2021. A state-of-the-art review of the vibration and noise of wind turbine drivetrains. *Sustain. Energy Technol. Assess.* 48, 101629. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101629>

- Yang, C.-M., Li, R., Lü, L., Liu, Z., Jiang, Y., Xu, Z., 2024. Vibration mechanism and noise characterization of offshore wind turbines. *Acoust. Aust.* 52, 69–76. <https://doi.org/10.1007/s40857-023-00308-6>
- Yang, C.-M., Liu, Z.-W., Lü, L.-G., Yang, G.-B., Huang, L.-F., Jiang, Y., 2018. Observation and comparison of tower vibration and underwater noise from offshore operational wind turbines in the East China Sea Bridge of Shanghai. *J. Acoust. Soc. Am.* 144, EL522–EL527. <https://doi.org/10.1121/1.5082983>
- Yoon, Y.G., Han, D.-G., Choi, J.W., 2023. Measurements of underwater operational noise caused by offshore wind turbine off the southwest coast of Korea. *Front. Mar. Sci.* 10. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1153843>
- Zhang, G., Forland, T.N., de Jong, K., Sivle, L.D., 2024. Characterisation of grunt sound pressure level from spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Bioacoustics* 33, 460–477. <https://doi.org/10.1080/09524622.2024.2368872>

Appendix A

A1. Datahantering utfört av Quiet-Oceans

I sin analys och bearbetning av mätdata har Quiet-Oceans (QO) i samarbete med FOI gjort ett antal parameterval och modellantaganden som beskrivs utförligt i Hemon och Folegot (2025). Dessa val och antaganden har i sin tur inverkan på den resulterande källmodellen och de slutgiltiga resultaten av studien, varför det blir viktigt att gå igenom och utvärdera dessa vilket FOI har gjort. Nedan presenteras QO:s metodik i kronologisk ordning från filtrering av fartygsbuller och tidvatten, lågpasfiltrering, indelning över vindhastighetsintervall, och bakåtpropagering med ljudutbredningsmodeller. Mätningarna som analyserats summeras i tabell A1.

Tabell A1. Information om mätningarna från Danmark vid Horns rev i östra Nordsjön och Kriegers flak i sydvästra Östersjön.

	Horns rev 3 (Växellåda)	Kriegers flak (Direktdrift)
Startdatum för mätning	26e november 2023	20e juni 2023
Slutdatum för mätning	8e januari 2024	25e september 2023
Längd på mätdata	43 dagar	97 dagar
Tidsupplösning	10 minuter	10 minuter
Antal datapunkter	6336	14112
Avstånd mellan vindkraftverk och hydrofon	152 m	98 m
Frekvensinnehåll	10 Hz–80 kHz	10 Hz–80 kHz

A1.1 Filtrering

För att kunna basera en källmodell på mätdata behöver bland annat bullerbidragen från andra källor än vindkraftverket tas bort. Ett betydande bidrag till ljudnivån kommer från fartyg. QO använder sig av AIS-data för att kunna sälla bort de tidpunkter då ett fartyg med AIS-transponder befann sig inom ett visst avstånd från hydrofonen. QO presenterar en analys av förekomsten av fartyg med AIS-transponder under mätperioderna i Horns rev 3 (HR3) och Kriegers flak (KF) (tabell A2). Givet ett avstånd på exempelvis 1 mil förekommer det fartyg vid ungefär 34 % av all mättid vid HR3 och vid ungefär 90 % av all mättid vid KF. Det finns därmed fartyg nära hydrofonerna oftare vid KF än vad det gör vid HR3.

För mätningen av buller från vindkraftverket vid HR3 sätts avståndet till 8 km, vilket resulterar i att 25 % av mätdata tas bort. För KF sätts istället avståndet till 5 km, vilket resulterar i att cirka 33 % av mätdata tas bort. KF får därmed ett lägre villkor, vilket innebär att det sannolikt tas med mer fartygsbuller i källmodellen för direktdrift. Om avståndet istället hade valts till samma som HR3, d.v.s. 8 km, så skulle över 80 % av mätdata vid KF behövt tas bort. Valet av avstånd blir därmed en avvägning mellan hur mycket data som tas bort mot hur mycket fartygsbuller som kan finnas kvar. Enligt QO valdes det kortare avståndet främst för att undvika att behöva ta bort för mycket data.

Tabell A2. Andel av mätdata där fartyg befinner sig inom angivet avstånd för Horns rev och Kriegers flak.

	Horns rev 3	Kriegers flak
Avstånd	Andel av mätdata där fartyg befinner sig inom angivet avstånd	Andel av mätdata där fartyg befinner sig inom angivet avstånd
2 km	~5%	~10%
5 km	~10%	~33%
8 km	~25%	~80%
10 km	~34%	~90%

En jämförelse mellan den resulterande källmodellen och mätningar utförda av FOI vid Norra Midsjöbanken (Lalander m.fl., 2021), tyder på att bullret i data från KF, med sin specifika fördelning i frekvensspektrumet och svaga korrelation gentemot vindhastighet, troligen består till större delen av fartygsbuller.

Utöver fartygsbuller identifieras även bidrag kopplat till tidvatten för mätningarna vid HR3 då tidvattenströmmar kan få hydrofonriggen att vibrera vilket noteras som lågfrekventa störningar i data. QO ansätter här en filtrering för att minska fluktuationerna i ljudnivån som inte är kopplade till variationer i vindhastighet. Denna ansats förändrar främst källnivån för de lägre vindhastigheterna. Östersjön påverkas betydligt mindre av tidvatten än Nordsjön, vilket även speglas i mätdata, men QO ansätter samma filtreringsprincip för mätdata vid KF.

Till sist tillämpar QO en lågpasfiltrering per tersband för att minska variationerna i uppmätt ljudnivå. Det minskar inverkan av mer transienta förlopp i mätdata.

Baserat på jämförelsen mellan rådata, AIS-filtrerad data, och lågpasfiltrering på AIS-filtrerad data, så tycks QO:s bearbetning av indata inte utgöra någon större skillnad i resultatet för högre vindhastigheter, se figur 10 (sid 24), figur 14 (sid 26–27), figur 16 (sid 28) och figur 19 (sid 30) i Hemon och Folegot (2025).

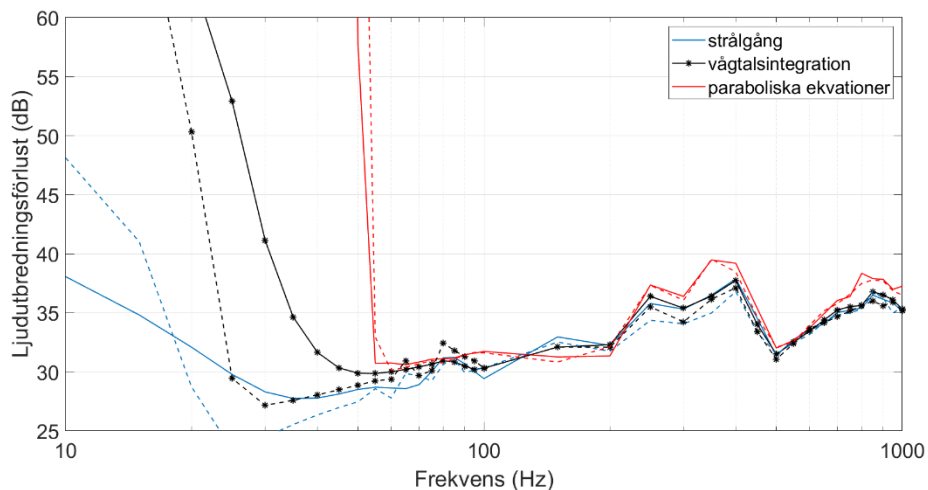
A1.2 Bakåtpropagering

För att kunna använda modellerna i senare beräkningar, behöver källnivån anges på ett avstånd av 1 meter från en ekvivalent källa. För att göra detta används så kallad bakåtpropagering. Det innebär att först beräkna hur mycket av ljudet som förlorats/dämpats mellan 1 meter från källan och mätpunkten. Därefter adderas det till den uppmätta ljudnivån för att uppskatta hur hög ljudnivån var på 1 meter. Ljudnivån på 1 meter från en ekvivalent källa kallas för källnivå.

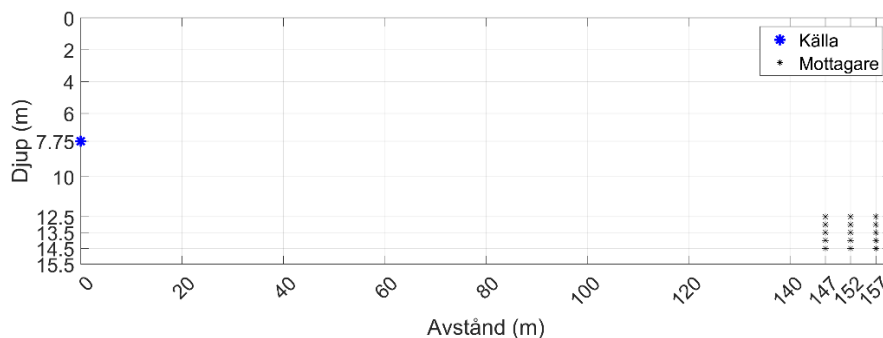
För att beräkna ljudutbredningsförlusten på längre avstånd behöver man göra antaganden som resulterar i olika ljudutbredningsmodeller (se avsnitt 2.2.2). QO har beräknat ljudutbredningsförlusten med RAMSurf (paraboliska ekvationer), och därmed antagit att ljudet utbreder sig förhållandevis horisontellt. Den valda modelleringsmetoden är särskilt lämplig för mjuka bottenar och långa avstånd.

Utöver ljudutbredningsmodell behöver man även göra antaganden om miljön. För att illustrera effekten av de antaganden som QO har gjort har FOI gjort egna beräkningar av ljudutbredningsförlusten från ett vindkraftverk ut till en tänkt mätplats (<160 m) med olika miljöer och ljudutbredningsmodeller. Den beräknade ljudutbredningsförlusten för olika ljudutbredningsmodeller och två olika varianter på havsbotten visas i figur A1 med uppställningen enligt figur A2. Placering av källa och mottagare vid beräkning av ljudutbredningsförlusten i figur A1. Nivån medelvärdesbildas över mottagarelementen. Denna uppställning liknar de som gjordes vid Horns rev 3 och Kriegers flak. Miljön som beaktas består av 15,5 meter djupt vatten med en konstant ljudhastighet på 1450 m/s och salthalt på 35 ‰. Botten som används är plan och består av sand med en ljudhastighet på 2000 m/s, dämpning på 0,5 dB/våglängd samt densitet på 2100 kg/m³. För de heldragna kurvorna är sanden oändligt djup och för de streckade kurvorna används en berggrund 5 meter under sandbotten med en ljudhastighet på 5500 m/s, dämpning på 0,15 dB/våglängd samt densitet på 2670 kg/m³. Både skjuvvågshastigheten och skjuvvågsdämpningen är satta till 0.

Det är tydligt i figur A1 att både valet av ljudutbredningsmodell och modell av botten påverkar ljudutbredningsförlusten avsevärt för lägre frekvenser (<60 Hz). Miljön som modelleras är planskiktad och därmed kan vågtalsintegration användas som en exakt lösning. Vid en viss frekvens (<100 Hz) blir ljudutbredningsförlusten väldigt hög för samtliga modeller och bottenar. Det är ett känt fysikaliskt fenomen och den frekvens där ljudutbredningsförlusten blir hög kallas för cut-off frekvens. Notera att cut-off frekvensen som fås av modellen i hög grad är starkt beroende på dels modelleringsmetod och dels på skikten i havsbotten. Detta ger en stor osäkerhet för låga frekvenser.



Figur A1. Illustration av ljudutbredningsförlusten vid olika frekvenser beräknat av FOI med tre olika modelleringsmetoder. De heldragna linjerna är räknade med en oändligt djup sandbotten och de streckade linjerna med 5 meters sandbotten följt av en oändligt djup berggrund.



Figur A2. Placering av källa och mottagare vid beräkning av ljudutbredningsförlusten i figur A1. Nivån medelvärdesbildas över mottagarelementen.

Utöver osäkerheten i ljudutbredningsförlusten behöver det även säkerställas att det endast är buller från vindkraftverket som gett upphov till de uppmätta ljudtrycksnivåerna (efter filtrering) för hela frekvensintervallet 20 Hz–1 kHz. Om de uppmätta nivåerna även innehåller bidrag från andra ljudkällor (t.ex. vindbrus eller fartygstrafik) kan bakåtpropageringen innebära att överskattade nivåer erhålls.

A1.3 Källmodeller

Källmodellerna som har använts i parameterstudierna presenteras som spektrum i figur 3. För att underlätta användandet av dessa källmodeller, beskrivs de noggrant i tabell A3.

Tabell A3. Källnivån per tersbands centerfrekvenser för modellerna med växellåda och direktdriven vid vindhastigheterna 7 och 15 m/s. Källnivån är ursprungligen angiven som ljudtrycksnivån SPL uppmätt 1 meter från en ekvivalent punktkälla.

Tersband Centerfrekvens (Hz)	Drivlina och vindhastighet, L_s (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$)			
	Direkt driven 7 m/s	Direkt driven 15 m/s	Växellåda 7 m/s	Växellåda 15 m/s
20	128,7	129,2	160,0	172,8
25	134,0	147,7	131,7	144,9
31,5	122,5	126,4	127,1	134,9
40	125,0	127,4	126,2	132,6
50	130,5	132,0	128,9	136,4
63	134,3	132,7	127,3	134,7
80	139,8	145,4	126,8	135,8
100	142,8	142,5	128,3	131,3
125	137,1	136,7	123,7	131,6
160	134,5	135,0	123,7	130,3
200	132,2	131,4	119,7	126,0
250	139,6	138,6	127,5	129,1
315	142,1	141,3	128,4	132,2
400	137,7	136,6	122,2	130,1
500	134,5	133,6	120,1	127,1
630	134,3	133,7	120,6	127,7
800	133,4	133,1	126,5	134,0
1000	131,5	131,5	125,2	133,1

A2. Sammanställning av alla resultat

Alla resultat från modelleringen har sammanställts i två tabeller. Tabell A4 visar resultat för beteendepåverkan och är baserat på total ljudtrycksnivå. Tabell A5 visar resultat för maskering och är beräknat baserat på överskottsljudnivå.

Tabell A4. Resultat från bullerkartor, areor beräknat baserat på total ljudtrycksnivå. Relativ area (i procent) är beräknad i förhållande till layoutens totalarea. Frekvensintervallet är 20 Hz–1 kHz.

Plats	Säsong	Vindhastighet (m/s)	Layout	Typ	Auditiv Frekvensvägning	Area $SPL_{tot} \geq 110$ dB (km ²)	Area $SPL_{tot} \geq 110$ dB (%)	Area $SPL_{tot} \geq 123$ dB (km ²)	Area $SPL_{tot} \geq 123$ dB (%)
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	77,8	18	46,3	10,7
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	7,5	1,7	0	0
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	158,2	36,6	77	17,8
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	54,1	12,5	4,2	1
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	78,3	18,1	46,4	10,7
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	7,9	1,8	0	0
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	183,3	42,4	77,2	17,8
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	56,6	13,1	4,3	1
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	83,4	19,3	50,2	11,6
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	13,1	3	0,1	0
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	478,4	110,6	81,6	18,9
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	62,7	14,5	9	2,1
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	Ovägt	615,5	143,6	4,9	1,1
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	Torsk	420,8	98,2	1,1	0,3
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	Ovägt	45,6	10,6	28,9	6,7
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	Torsk	9,1	2,1	0,1	0
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	Ovägt	688,7	159,2	4,9	1,1
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	Torsk	487	112,6	1,6	0,4
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	86,3	19,9	50,5	11,7
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	13,5	3,1	0,1	0
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	Ovägt	784,4	183,1	12	2,8
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	Torsk	492,9	115	1,5	0,3
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	Ovägt	475,8	111	44,2	10,3
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	Torsk	35,6	8,3	6,3	1,5
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	Ovägt	892,2	206,2	16,4	3,8
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	Torsk	530,4	122,6	2,2	0,5
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	526,9	121,8	83,9	19,4
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	65,7	15,2	9	2,1
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	76,5	17,7	39,3	9,1
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	5,6	1,3	0	0
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	155,8	36	75,7	17,5
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	46,8	10,8	3,2	0,7
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	79,8	18,4	39,9	9,2
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	5,7	1,3	0	0
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	225,1	52	78,1	18,1
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	48,6	11,2	3,2	0,8
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	0	0	0	0

Tabell A5. Resultat från bullerkartor, areor beräknat baserat på överskottsljudnivå. Relativ area (i procent) är beräknad i förhållande till layoutens totalarea. Frekvensintervallet är 20 Hz–1 kHz.

Plats	Säsong	Vindhastighet (m/s)	Layout	Typ	Auditiv Frekvensvägning	Area $\Delta L \geq 6$ dB (km ²)	Area $\Delta L \geq 6$ dB (%)	Area $\Delta L \geq 12$ dB (km ²)	Area $\Delta L \geq 12$ dB (%)	Area $\Delta L \geq 20$ dB (km ²)	Area $\Delta L \geq 20$ dB (%)
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	88,4	20,4	78,4	18,1	64,4	14,9
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	154,3	35,7	42	9,7	7	1,6
Kattegatt	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	26,4	6,1	0,2	0	0	0
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	93,9	21,7	82,9	19,2	74,5	17,2
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	132,1	30,5	56,2	13	20,1	4,6
Kattegatt	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	28,3	6,5	0,2	0	0	0
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	111,2	25,7	79	18,3	64,5	14,9
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	500,4	115,7	49,1	11,3	7,5	1,7
Kattegatt	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	25,9	6	0,2	0	0	0
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	108,2	25	83,2	19,2	74,7	17,3
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	201	46,5	59	13,6	20,6	4,8
Kattegatt	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	27,8	6,4	0,3	0,1	0	0
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	153,8	35,6	81,4	18,8	63,8	14,7
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	463,2	107,1	44,4	10,3	8,9	2,1
Södra Östersjön	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	29	6,7	0,1	0	0	0
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	191	44,1	90,2	20,8	75,7	17,5
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	357,5	82,6	57	13,2	19,7	4,5
Södra Östersjön	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	31,1	7,2	0,2	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	Ovägt	1419,2	331,2	554,9	129,5	21,4	5
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	Torsk	2378,7	555,1	832,9	194,4	138,7	32,4
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Direktdriven	VHF (Tumlare)	379,1	88,5	22,4	5,2	0,3	0,1
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	Ovägt	120,6	28,1	44,1	10,3	35,3	8,2
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	Torsk	478,3	111,6	28	6,5	6,3	1,5
Södra Östersjön	Vinter	7	1	Växellåda	VHF (Tumlare)	19,4	4,5	0,7	0,2	0	0
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	Ovägt	1747,6	403,9	613,5	141,8	34,9	8,1
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	Torsk	2883,6	666,5	936,2	216,4	379,9	87,8
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Direktdriven	VHF (Tumlare)	479	110,7	36,8	8,5	0,1	0
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	339,7	78,5	83,9	19,4	64,6	14,9
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	517,7	119,7	49,1	11,3	9,2	2,1
Södra Östersjön	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	29,3	6,8	0,1	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	Ovägt	547	127,7	28,2	6,6	3,5	0,8
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	Torsk	844,3	197	417,1	97,4	5,7	1,3
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Direktdriven	VHF (Tumlare)	19,4	4,5	0,6	0,1	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	Ovägt	143,8	33,6	64,6	15,1	40,8	9,5
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	Torsk	337,1	78,7	32,8	7,7	12,8	3
Södra Östersjön	Vinter	15	1	Växellåda	VHF (Tumlare)	20,4	4,8	0,8	0,2	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	Ovägt	596,1	137,8	52,4	12,1	4	0,9
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	Torsk	949,5	219,5	486,9	112,5	5,6	1,3
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Direktdriven	VHF (Tumlare)	29,8	6,9	0,1	0	0	0
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	285,7	66	101,2	23,4	76,6	17,7
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	466,4	107,8	59,6	13,8	20	4,6
Södra Östersjön	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	31,2	7,2	0,2	0,1	0	0
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	Ovägt	105	24,3	78,6	18,2	61,8	14,3
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	Torsk	70,7	16,3	35,8	8,3	6,6	1,5
Bottenviken	Sommar	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	20,6	4,8	0,5	0,1	0	0
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	Ovägt	153,1	35,4	94,9	21,9	73,5	17
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	Torsk	74,7	17,3	52,4	12,1	16	3,7
Bottenviken	Sommar	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	22,1	5,1	0,6	0,1	0	0
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	Ovägt	176	40,7	84,8	19,6	63	14,6
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	Torsk	165,5	38,3	40,5	9,4	6,8	1,6
Bottenviken	Vinter	7	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	25,6	5,9	0,7	0,2	0	0
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	Ovägt	221,9	51,3	124,8	28,8	75,6	17,5
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	Torsk	91,2	21,1	54,7	12,6	16,4	3,8
Bottenviken	Vinter	15	2	Växellåda	VHF (Tumlare)	27,1	6,3	0,8	0,2	0	0

