HAVFORSKNINGSINSTITUTTETS RÅDGIVNING FOR MENNESKESKAPT STØY I HAVET

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2025

Tonje Nesse Forland, Lise Doksæter Sivle, Karen de Jong, Geir Pedersen, Kate McQueen, Marte Louise Strømme, Tina Kutti, Caroline Durif (HI), Endre Grimsbø (UiT) og Henning Wehde (HI)

RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2025-1

Tittel (norsk og engelsk):

Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet

Advice from the Institute of Marine Research on anthropogenic noise in the sea

Undertittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2025

Knowledge base, assessments and advice for 2025

Rapportserie:	**År - Nr.:**	**Dato:**
Rapport fra havforskningen	2025-1	10.01.2025

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Tonje Nesse Forland, Lise Doksæter Sivle, Karen de Jong, Geir Pedersen, Kate McQueen, Marte Louise Strømme, Tina Kutti, Caroline Durif (HI), Endre Grimsbø (UiT) og Henning Wehde (HI)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Henning Wehde

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15927

Oppdragsgiver(e):

Havforskningsinstituttet

Antall sider:

118

Sammendrag (norsk):

Havforskningsinstituttet gir råd for alle operasjoner til havs som involverer bruk av lydkilder eller lager lyd, samt elektromagnetiske kilder som kan påvirke marine økosystemer. Dette inkluderer vitenskapelige undersøkelser, utbygging og sprenging i sjø, seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet , utbygging og drift av vindkraftanlegg til havs og skip. Denne rapporten er en sammenstilling av tilgjengelig kunnskap omkring hvordan de overnevnte typer av undersjøisk støy påvirker livet i havet. Videre evalueres denne kunnskapen i lys av hvilke konsekvenser dokumenterte effekter kan gi på økosystemet. Denne rapporten er inndelt med et kapittel for hver av de overnevnte støykildene (seismikk, elektromagnetiske undersøkelser, undersjøiske sprenginger, vindkraft til havs og skip), som igjen er inndelt i delkapitler med 1) kunnskapsgrunnlag, 2) konsekvensvurdering og 3) råd. Rapporten inneholder konkrete råd fra
Havforskningsinstituttet for 2025 for de ulike støykildene, bortsett fra for skipsstøy der Havforskningsinstituttet ikke har en rådgivende rolle. I tillegg inneholder rapporten en oversikt over hvor det finnes sårbare koraller i norske farvann fordi mange av operasjonene til havs som lager støy også innebærer å plassere ulike måleinstrumenter på bunn som kan føre til skade om de plasseres oppå koraller. Råd for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser gis i form av rådgivningskart, som viser perioder og områder som bør unngås. Disse kartene inngår også i Sokkeldirektoratets meldesystem. Råd for undersjøiske sprenginger og vindkraft til havs gis i form av operasjonelle hensyn, samt hvilke sårbare områder og perioder enkelte av disse operasjonene bør unngås.

Sammendrag (engelsk):

The Institute of Marine Research (IMR) is responsible for providing advice on the impact of anthropogenic sound and electromagnetic radiation on marine life. Such operations include scientific investigations, underwater explosions, seismic and electromagnetic surveys related to petroleum activity as well as offshore wind installations and ships. This report intends to summarize available literature on how the above-mentioned sources impact marine life. Further, this knowledge is evaluated to show the reader the reasoning behind the advice given. This report includes one chapter on each of those sources (seismic, underwater explosions, electromagnetic investigations, and offshore wind), again separated into subchapters of 1) review of scientific knowledge, 2) evaluation of knowledge and 3) advice. In addition, the report includes an overview of areas of vulnerable coral reefs in Norwegian waters. The reason for this is that many of the operations that produce sound involve placing various monitoring equipment on the seabed, and these should not be placed in areas with corals. Hence spatial information about corals is relevant to include here. This report includes the advice from IMR for 2025 on the following topics: seismic surveys, electromagnetic surveys, underwater explosions, and offshore wind farms. The advice for seismic and electromagnetics surveys is given as advisory maps; showing areas and periods to avoid for these activities. These maps are also part of the “meldesystem” of the Norwegian offshore directorate. Advice for underwater explosions and offshore wind are given as operational guidelines as well as advice on which vulnerable areas and/or periods where certain of these activities should be avoided.

Innhold

1 Bakgrunn og rapportens omfang 6
1.1 Endringer fra 2024-2025 7
1.2 Innledning: marine dyr og menneskeskapt lyd 7
1.3 Referanser 8
2 Ulike typer av mulige reguleringstiltak 11
2.1 Begrensninger av selve lydkilden 11
2.2 Verning av områder og perioder 11
2.3 Ramp-up / Soft start 11
2.4 Skadebegrensende (avbøtende) utstyr 12
2.5 Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer 12
2.6 Begrensninger av antall eksponerte individer 12
2.7 Bruk av avbøtende tiltak i Norge 13
2.8 Referanser 13
3 Seismikk 15
3.1 Ulike typer seismiske undersøkelser 15
3.1.1 *2D-seismikk* 15
3.1.2 *3D-seismikk* 15
3.1.3 *4D-seismikk* 15
3.1.4 *Permanent reservoarovervåkning (PRM)* 16
3.1.5 *Borestedsundersøkelser* 16
3.1.6 *Alternative skytemønstre og metoder* 16
3.1.7 *Andre lydkilder* 17
3.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer 18
3.2.1 *Direkte skade og dødelighet* 18
3.2.2 *Adferdsresponser* 21
3.3 Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner 26
3.3.1 *Biologiske forsøk med effektsoner* 26
3.3.2 *Modellering av lydforplanting* 26
3.4 Konsekvensvurderinger av effekter av seismikk på marine organismer 28
3.4.1 *Zooplankton* 28
3.4.2 *Fisk* 28
3.4.3 *Sjøpattedyr* 31
3.4.4 *Konsekvensvurdering for særlig sårbare arter* 33
3.5 Råd for seismiske undersøkelser i norske farvann 34
3.6 Referanser 34
4 Elektromagnetiske undersøkelser 47
4.1 Hva er elektromagnetiske undersøkelser? 47
4.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv 47
4.2.1 *Naturlige elektriske og magnetisk felt og hvordan dyr bruker disse* 48
4.2.2 *Effekter av elektromagnetiske felt på marint liv* 49
4.3 Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv 50
4.4 Råd 52
4.5 Referanser 52
5 Bruk av eksplosiver i sjø 58

5.1 Bakgrunn 58
5.2 Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver på marint liv 58
5.2.1 *Direkte skade og dødelighet* 58
5.2.2 *Adferdseffekter* 60
5.2.3 *Effekter på fisk i oppdrettsanlegg* 60
5.3 Konsekvensvurdering av effekter ved bruk av eksplosiver i sjø og avbøtende tiltak for å redusere disse 61
5.4 Råd 63
5.5 Referanser 64
6 Vindkraft til havs 68
6.1 Kunnskapsgrunnlag om effekter støy fra vindkraftanlegg på marine organismer 68
6.1.1 *Konstruksjonsstøy* 69
6.1.2 *Produksjonsstøy* 71
6.2 Konsekvensvurdering 73
6.3 Råd for støy ifm. vindkraftanlegg 74
6.4 Referanser 74
7 Skipsstøy 79
7.1 Hva er skipsstøy? 80
7.1.1 *Propellstøy* 81
7.1.2 *Maskinstøy* 82
7.1.3 *Strømningsstøy* 82
7.2 Kunnskapsgrunnlag for hvordan skipstøy påvirker marint liv 82
7.2.1 *Virvelløse dyr* 82
7.2.2 *Sjøpattedyr* 83
7.2.3 *Fisk* 85
7.3 Konsekvensvurdering 87
7.4 Referanser 88
8 Vedlegg I: Rådgivningskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser 95
8.1 Grunnlag for rådgivning for fisk 95
8.2 Grunnlag for rådgivning for hval 97
8.2.1 *Beiteområder for bardehval og nebbhval* 98
8.3 Rådgivningskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser 99
8.3.1 *Endringer fra 2024 – 2025* 99
8.3.2 *Rådgivningskart* 100
8.3.3 *Tilgang til rådgivningskart* 107
8.4 Referanser 108
9 Vedlegg II: Korallrev og vernede områder 110
9.1 Hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen? 110
9.2 Referanser 112
10 Vedlegg III: Bruk av lydgrense 113
10.1 Om lyd-grensen 113
10.2 Hvordan bruke disse grensene 114
10.3 Eksempel på databehandling 115
10.4 Referanser 117

1 - Bakgrunn og rapportens omfang

Havforskningsinstituttet er rådgivende organ for alle operasjoner til havs hvor det brukes lydkilder som kan påvirke marine økosystemer. Herunder faller vitenskapelige undersøkelser, detonasjoner, utbygging til havs, seismiske og elektromagnetiske undersøkelser i forbindelse med petroleumsvirksomhet, samt utbygging og drift av vindkraftanlegg til havs. Havforskningsinstituttet er rådgivende organ for blant annet Sokkeldirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat og Fylkeskommuner i saker som omhandler de overnevnte aktivitetene. Havforskningsinstituttet bes da om råd for hvordan denne aktiviteten påvirker bestander av marine dyr (herunder mulighet for økt dødelighet, skade eller endret adferd) og om mulig, hvordan en slik påvirkning vil kunne gi effekter på økosystemnivå.). For mange av de samme operasjonene gir Fiskeridirektoratet råd knyttet til fiskeriaktivitet. Denne rapporten gjennomgår kunnskapsgrunnlag omkring effekter av de ulike støykildene på marint liv, samt en evaluering av alvorlighetsgrad og mulige konsekvenser som brukes som basis for de rådene som gis. Havforskningsinstituttets råd for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser blir gitt i form av rådgivningskart; kart som viser oversikt over hvilke områder der disse aktivitetene frarådes i ulike perioder gjennom året. Disse kartene inngår i Sokkeldirektoratets meldesystem, slik at selskaper som melder inn eller planlegger en undersøkelse vil kunne se med en gang hvilke perioder det området de ønsker å undersøke vil medføre en fraråding fra Havforskningsinstituttet.

Kapittel 2 gir en introduksjon til mulige reguleringstiltak som kan redusere påvirkningsgraden av støy på det marine økosystemet.

Mulige effekter av seismikk på marint liv og tilhørende råd for bruk av seismikk er beskrevet i kapittel 3, mens potensiell påvirkning av elektromagnetiske undersøkelser og råd for disse er behandlet i kapittel 4. De fleste råd fra Havforskningsinstituttet er i form av ulike områder som bør unngås til ulike tider på året. For hver 2-ukers periode gjennom året er det utarbeidet et kart over hvilke områder det rådes til å unngå seismiske- eller elektromagnetiske undersøkelser. Disse kartene kalles rådgivningskart, og aktuelle kart for 2025 er vist og forklart i Vedlegg I.

I forbindelse med petroleumsvirksomhet blir det i noen tilfeller også plassert utstyr på havbunnen, enten noder med lydmottakere eller lyttekabler for seismikk, eller det tas prøver av havbunnen forbindelse med grunnundersøkelser uten seismikk. I slike tilfeller gir Havforskningsinstituttet også råd om det er særskilte hensyn som bør tas for å unngå skade på sensitiv bunnfauna, da i hovedsak koraller. Derfor inneholder også denne rapporten et avsnitt om korallrev og vernede områder på havbunnen (Vedlegg II).

I forbindelse med sprengningsarbeid til sjøs blir Havforskningsinstituttet også bedt om å levere råd om hvordan dette kan påvirke marine økosystem. Dette er gjennomgått i kapittel 5 med tilhørende råd.

I forbindelse med konsesjonsrunder for utbygging av vindkraftanlegg til havs er Havforskningsinstituttet rådgivende organ. Her vurderes helhetlig påvirkning av en slik utbygging, herunder både støy og fysiske endringer av habitatet. Dette er helhetlig gjennomgått i en egen rapport (de Jong *et al.*, 2020) , mens den delen som omhandler støy fra vindkraftanlegg til havs med tilhørende råd er beskrevet i kapittel 6.

Den mest utbredte kilden til menneskeskapt støy i havet kommer fra skipstrafikk. Denne typen støy blir imidlertid ikke regulert og forvaltet på tilsvarende måte som de overnevnte, og Havforskningsinstituttet har ikke noen rådgivende rolle. Skipsstøy utgjør en betydelig andel av den lavfrekvente, menneskeskapte støyen i havet, og denne ofte kontinuerlige støyen er påvist å påvirke adferd hos både fisk, sjøpattedyr og virvelløse dyr. Påvirkning er påvist i form av adferdsresponser som unnvikelse, endret dykking og beiting, men kanskje hovedsakelig som maskering av viktige biologiske lyder og reduksjon i området et dyr kan bli hørt i (“vocal

space") (f.eks. Erbe *et al. (*2019)).

Selv om Havforskningsinstituttet ikke har en rådgivende rolle i forhold til skipsstøy er det viktig å ha god kunnskap om denne lydkilden for å kunne vurdere effekter på miljøet om det skulle bli spørsmål om det. I arbeidet med å evaluere påvirkning på marint liv fra havvind utgjør også økt skipstrafikk i både konstruksjonsfasen og driftsfasen en del av støybildet. På grunn av dette har vi fra i år inkludert et kapittel om kunnskapsstatus for støy fra båttrafikk og hvordan dette påvirker fisk og hval i denne rapporten. Både på Havforskningsinstituttet og internasjonalt har det blitt økt fokus på den samlede belastningen av mange ulike typer menneskelig påvirkning på økosystemet de senere år, eks. (Pirotta *et al.*, 2022; Thomsen and Popper, 2024) . Havforskningsinstituttet har også aktivitet på å kartlegge og vurdere de ulike menneskelige påvirkninger fra de forskjellige sektorer (f.eks. prosjektene CoastRISK og BarentsRISK) (Aarflot *et al.*, 2024) . Målsetningen er å lage et rammeverk (eller "risikokart") for å identifisere den samlede påvirkningen av de mest sentrale påvirkningsfaktorene, herunder støy, og videre evaluere overvåkning og forvaltningstiltak for å redusere risiko.

1.1 - Endringer fra 2024-2025

Rapporten blir oppdatert hvert år for å sikre at rådene våre tar hensyn til ny kunnskap som kan føre til at rådene endres. Rådene beskrevet i denne rapporten gjelder for 2025. Hvert år blir oppdaterte rådgivningkart levert fra Havforskningsinstituttet til Sokkeldirektoratet den 15. November som skal gjelde for det påfølgende året. Her er en kort oppsummering om endringene i råd fra 2024 til 2025.

Den største endringen i rapporten for 2025 er at det er inkludert et nytt kapittel som omhandler effekter av skipsstøy. Dette vil derimot ikke få noen praktisk betydning da HI ikke er rådgivende organ på dette feltet.

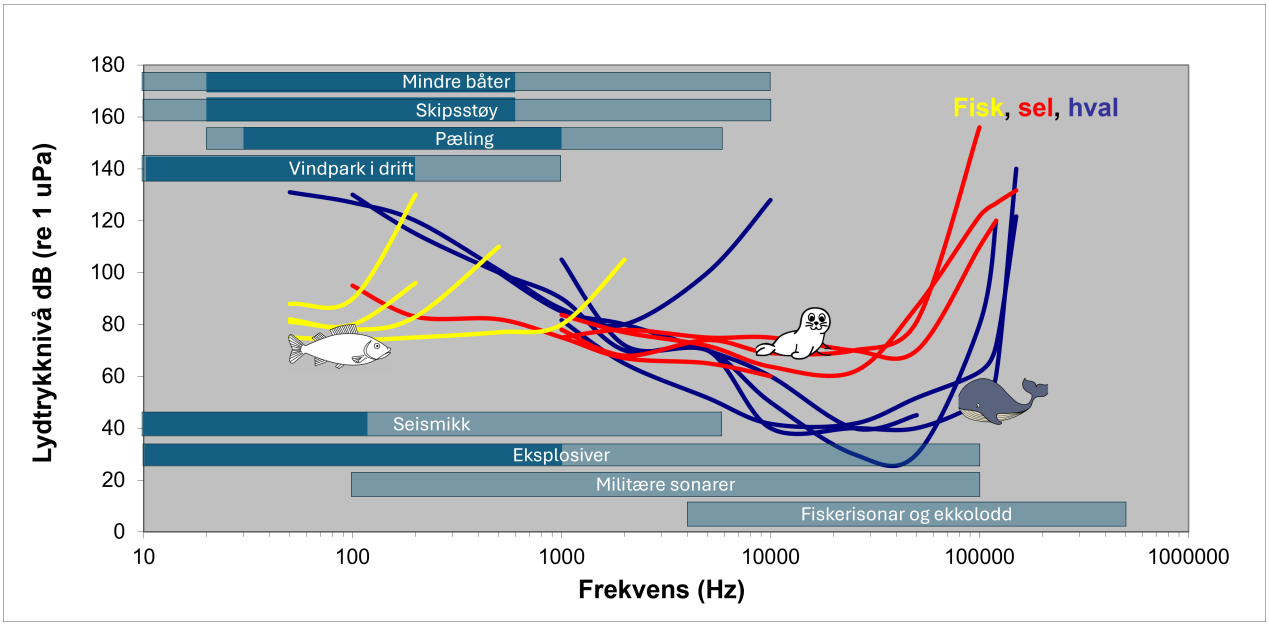
I 2023 lanserte Havforskningsinstituttet bruk av støygrense som et alternativ til buffersonen med fast avstand. Et par selskap har benyttet seg av denne ordningen for å komme litt nærmere enn 20 nautiske mil fra et gyteområde. Vi ser en utfordring med at modellerte resultat varierer mye når man endrer på parametere for havbunn og kildestyrke, og at målinger av faktisk lydnivå derfor er helt essensielt for å validere modellen. Vi jobber fortløpende med å finne en mer standardisert metode for hvordan modelleringen bør utførets og hvilket program som bør brukes. Vi opprettholder støygrensen uendret for 2025, men forklarer litt nærmere hvordan denne grensen kan brukes i praksis i vedlegg III.

Andre endringer er knyttet til oppdatering av rådgivningskartene. Disse er i stor grad knyttet til gytekart for fisk, da det i hovedsak frarådes å bruke seismikk i viktige gyteområder. Derfor gjennomføres hvert år et grundig arbeid for å oppdatere og forbedre eksisterende gytekart basert på ny kunnskap, samt vurdere om andre arter som tidligere ikke har vært inkludert i rådgivningskartene, bør inkluderes. For 2025 er den eneste endringen i rådgivningskartene at gytekartet for nord øst arktisk sei har blitt oppdatert.

1.2 - Innledning: marine dyr og menneskeskapt lyd

Både fisk og sjøpattedyr har en velutviklet hørselssans, og lyd er svært viktig i mange økologiske funksjoner, som å finne mat, finne partner eller oppdage fiender. Fisk oppfatter partikkelbevegelsen i lyden ved hjelp av øresteiner (otolitter), som har høyere tetthet enn resten av fisken. Fisken, som har omtrent samme tetthet som vann, vil bevege seg med partikkelbevegelsen til lydbølgen i vannet, men den tyngre otolitten vil bevege seg tregere. Den relative bevegelsen mellom fisken og otolitten blir sanset av tynne hårceller. Sjøpattedyr har hørselsorganer som oppfatter lydtrykk, som hos mennesker. Fisk og sjøpattedyr hører derfor litt ulike frekvensområder. Fisk har best hørsel på de laveste frekvensene, mens sjøpattedyr hører best høyere frekvenser (Figur 1).

Frekvensspekteret til de ulike menneskeskapte lydkildene varierer også. Lydkilder som fartøystøy, seismikk, pæling og lyd fra operative vindturbiner er mest dominerende på lave frekvenser (<500 Hz), mens sonarer og ekkolodd ofte opererer på høyere frekvenser (>1 kHz). Det er derfor forskjellig hvilke lydkilder som potensielt forstyrrer de ulike dyregruppene.



Figur 1. Hørselskurver for et utvalg av fisk (gule kurver), sel (røde kurver) og hval (blå kurver). Y-aksen indikerer frekvensområdet for hørsel, og y-aksen indikerer hvilket lydtrykk som trengs for at dyret skal oppfatte en lyd på den angitte frekvens. Dermed, jo lavere på kurven, jo bedre hører dyret på denne frekvensen. Blå bokser indikerer frekvensområdet ulike menneskeskapte lydkilder dekker, det mørkere området indikerer frekvensområdet der kilden lager aller mest støy. Disse boksenes plassering i forhold til y-aksen har ingen betydning, boksene angir KUN frekvensområdet, ikke nivå. Legg merke til at x-aksen starter på 10 Hz, men både seismikk og eksplosjoner kan gi lyd ved enda lavere frekvenser ned mot 1 Hz. Hørselskurver for fisk (i gult) er hentet fra (Enger, 1967) (sild), (Hawkins and Johnstone, 1978) (laks), (Chapman and Hawkins, 1973)(torsk) og (Chapman and Sand, 1974) (rødspette). Hørselskurver for sel (i rødt) er hentet fra (Terhune and Ronald, 1975a, 1975b) for ringsel og (Terhune and Ronald, 1972) for grønlandssel. Hørselskurver for hval (i blått) er fra (Cranford and Krysl, 2015)(finnhval), (Hall and Johnson, 1972; Szymanski et al., 1999)(spekkhogger), (Johnson, 1968) (tumler) og (Kastelein et al., 2002) (nise). Frekvensområder for ulike menneskeskapte kilder er hentet fra (Arveson and Vendittis, 2000; Caldwell and Dragoset, 2000; Hildebrand, 2009; Abrahamsen, 2012; Betke, 2014; Bassett et al., 2018; Prior et al., 2021; Salomons et al., 2021; Han and Choi, 2022; Cheong et al., 2023; Han et al., 2023; Bohne et al., 2024; Johansson et al., 2024).

1.3 - Referanser

Aarflot, J. M., Bjørdal, V. R., Dunlop, K. M., Espinasse, M., Husson, B., Lindstrøm, U., Keulder-Stenevik, F., et al. 2024. Ecosystem risk from human use of ocean space and resources: A case study from the Norwegian coast. Ocean & Coastal Management, 256: 107299.

Abrahamsen, K. 2012. The ship as an underwater noise source. Proceedings of Meetings on Acoustics, 17: 070058.

Arveson, P., and Vendittis, D. J. 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. The Journal of the Acoustical Society of America, 107: 118–29.

Bassett, C., De Robertis, A., and Wilson, C. D. 2018. Broadband echosounder measurements of the frequency response of fishes and euphausiids in the Gulf of Alaska. ICES Journal of Marine Science, 75: 1131–1142.

Betke, K. 2014. Underwater construction and operational noise at alpha ventus. In Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus: Challenges, Results and Perspectives, pp. 171–180. Ed. by Federal Maritime and Hydrographic Agency and N. C. and N. S. Federal Ministry for the Environment. Springer Fachmedien, Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02462-8_15 (Accessed 16 October 2024).

Bohne, T., Grießmann, T., and Rolfes, R. 2024. Comprehensive analysis of the seismic wave fields generated by offshore pile driving: A case study at the BARD Offshore 1 offshore wind farm. The Journal of the Acoustical Society of America, 155: 1856–1867.

Caldwell, J., and Dragoset, W. 2000. A brief overview of seismic air-gun arrays. The Leading Edge, 19: 898–902.

Chapman, C. J., and Hawkins, A. D. 1973. A field study of hearing in the cod,Gadus morhua L. Journal of Comparative Physiology, 85: 147–167.

Cheong, S. H., Wang, L., Lepper, P., and Robinson, S. 2023. Characterisation of acoustic fields generated by UXO removal phase 5 quarry trials of bubble curtain mitigation. National Physical Laboratory. http://eprintspublications.npl.co.uk/id/eprint/9817 (Accessed 16 October 2023).

Cranford, T. W., and Krysl, P. 2015. Fin Whale Sound Reception Mechanisms: Skull Vibration Enables Low-Frequency Hearing. PLOS ONE, 10: e0116222.

de Jong, K., Steen, H., Forland, T. N., Wehde, H., Nyqvist, D., Falkenhaug, T., and Biuw, M. 2020. Potensielle effekter av havvindanlegg på havmiljøet: 42.

Enger, P. S. 1967. Hearing in herring. Comparative Biochemistry and Physiology, 22: 527–538.

Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E., and Embling, C. B. 2019. The effects of ship noise on marine mammals—a review. Frontiers in Marine Science, 6: 606. Frontiers Media SA.

Hall, J. D., and Johnson, C. S. 1972. Auditory Thresholds of a Killer Whale Orcinus orca Linnaeus. The Journal of the Acoustical Society of America, 51: 515–517.

Han, D.-G., and Choi, J. W. 2022. Measurements and Spatial Distribution Simulation of Impact Pile Driving Underwater Noise Generated During the Construction of Offshore Wind Power Plant Off the Southwest Coast of Korea. Frontiers in Marine Science, 8. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.654991 (Accessed 12 October 2023).

Han, D.-G., Kim, S., Landrø, M., Son, W., Lee, D. H., Yoon, Y. G., Choi, J. W., et al. 2023. Seismic airgun sound propagation in shallow water of the East Siberian shelf and its prediction with the measured source signature. Frontiers in Marine Science, 10. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2023.956323 (Accessed 13 October 2023).

Hawkins, A. D., and Johnstone, A. D. F. 1978. The hearing of the Atlantic Salmon, Salmo salar. Journal of Fish Biology, 13: 655–673.

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

Johansson, A. T., Lalander, E., Krång, A.-S., and Andersson, M. H. 2024. Speed dependence, sources, and directivity of small vessel underwater noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 156: 2077–2087.

Johnson, C. S. 1968. Relation between Absolute Threshold and Duration-of-Tone Pulses in the Bottlenosed Porpoise. The Journal of the Acoustical Society of America, 43: 757–763.

Kastelein, R. A., Bunskoek, P., Hagedoorn, M., Au, W. W. L., and De Haan, D. 2002. Audiogram of a harbor porpoise (Phocoena phocoena) measured with narrow-band frequency-modulated signals. The Journal of the Acoustical Society of America, 112: 334–344.

Pirotta, E., Thomas, L., Costa, D. P., Hall, A. J., Harris, C. M., Harwood, J., Kraus, S. D., et al. 2022. Understanding the combined effects of multiple stressors: A new perspective on a longstanding challenge. Science of The Total Environment, 821: 153322.

Prior, M. K., Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., Hartstra, I., Laws, R. M., MacGillivray, A., Müller, R., et al. 2021. Characterization of the acoustic output of single marine-seismic airguns and clusters: The Svein Vaage dataset. The Journal of the Acoustical Society of America, 150: 3675–3692. Acoustical Society of America (ASA).

Salomons, E. M., Binnerts, B., Betke, K., and von Benda-Beckmann, A. M. 2021. Noise of underwater explosions in the North Sea. A comparison of experimental data and model predictions. The Journal of the Acoustical Society of America, 149: 1878–1888.

Szymanski, M., Kiehl, K., Pennington, S., Wong, S., and Henry, K. 1999. Killer whale (Orcinus orca) hearing: Auditory brainstem response and behavioral audiograms. The Journal of the Acoustical Society of America, 106: 1134–41.

Terhune, J. M., and Ronald, K. 1972. The harp seal, Pagophilus groenlandicus (Erxleben, 1777). III. The underwater audiogram. Canadian Journal of Zoology, 50: 565–569.

Terhune, J. M., and Ronald, K. 1975a. Underwater hearing sensitivity of two ringed seals (Pusa hispida). Canadian Journal of Zoology, 53: 227–231.

Terhune, J. M., and Ronald, K. 1975b. Masked hearing thresholds of ringed seals. The Journal of the Acoustical Society of America, 58: 515–516.

Thomsen, F., and Popper, A. N. 2024. Refocusing aquatic noise: Shifting from single to combined anthropogenic pressures. The Journal of the Acoustical Society of America, 155: 3568–3572.

2 - Ulike typer av mulige reguleringstiltak

Det finnes mange måter å regulere og begrense støy i havet på (Lamoni and Tourgaard, 2023) . De vanligste tiltakene er beskrevet i avsnittene under. Avbøtende tiltak er ofte en avveiing av balansen mellom å beskytte miljøet og å gjennomføre effektivt aktiviteten til havs. Hvilke tiltak som gir mest mulig utbytte av aktiviteten (eks. antall km med seismikk data) med minst mulig forstyrrelse av marint liv, bør vurderes i de ulike tilfeller og av ulike interessegrupper og myndigheter. Det er gjort forsøk på å veie økonomiske og miljøinteresser opp mot hverandre for å få et resultat som gir best mulig utnyttelse med minst mulig påvirkning, eks. med å beregne økonomisk utbytte/tap for seismikkdata for ulike scenarioer av områdebeskyttelse av hval i Arktis (Punt and Kaiser, 2021) .

I noen sammenhenger er det brukt særdeles omfattende kombinasjoner av avbøtende tiltak for å verne truede arter, f.eks. i Sakhalinbukta i Russland, hvor det i 2015 ble gjennomført en stor seismikk-undersøkelse i beiteområdet til den truede gråhvalen (*Eschrichitus robustus*). De brukte en kombinasjon av forhåndsplanlagt områdebegrensning, ramp up og direkte observasjoner sammen med direkte lydmålinger for å unngå eksponering over et gitt lydnivå (Aerts *et al.* , 2022) .

Det er også viktig at avbøtende tiltak ikke blir et substitutt for overvåkning av de marine ressurser over tid, da det er slike datasett som gir best indikasjon på både bestandens tilstand, eventuell langtids påvirkning og om innførte tiltak er effektive (Southall *et al.* , 2023) .

2.1 - Begrensninger av selve lydkilden

Det kan settes grenser for hvor kraftige lydkilder som kan brukes i undersøkelser. For seismiske kilder og pæling kan det for eksempel settes begrensninger i maksimum tillatte lydnivå. Å bruke mindre luftkanoner gir lavere lyd, men de blir gjerne avfyrt oftere for å kompensere for dette. Den totale utsendte energien til lyden blir gjerne uendret fordi lyden går fra å være høye lyder med mellomrom å bli en kontinuerlig lyd, men lydutbredelsen vil ofte bli kortere når lyden er lavere.

2.2 - Verning av områder og perioder

Det kan settes restriksjoner for bruk av støykilder i spesifikke områder og perioder på året. Dette kan gjøres for å verne sensitive biologiske habitater, som for eksempel gyteområder for fisk eller viktige parings- eller beiteområder for sjøpattedyr (Sivle *et al.* , 2021)

2.3 - Ramp-up / Soft start

Ramp-up eller soft start innebærer at lydutsending starter på et lavt nivå og øker gradvis til operasjonell styrke. Det foregår typisk i 20–40 minutter. Hensikten er å sende en advarsel til dyr i området og gi dem tid til å søke bort fra kilden. Hovedformålet er å redusere fysisk skade ved å forhindre at dyr kommer nært nok til at dette kan skje.

Effekten av ramp-up er blitt testet eksperimentelt for knølhval, for både militære sonarer (Wensveen *et al.* , 2017) og seismikk (Dunlop *et al.* , 2016, 2020) . Undersøkelsene viste en positiv, men noe begrenset effekt i den forstand at dyrene fikk en noe mindre total lyddose (SEL). Imidlertid ble det påpekt at ramp-up fungerer best for de artene som er mest følsomme for lyd fordi de oftere svømmer unna for å unngå eksponeringen. Basert på visuelle og akustiske observasjoner fra seismikkfartøy, konkluderte (Stone, 2015) med at ramp up var effektivt for sjøpattedyr, basert på at færre dyr ble observert ved bruk av ramp up, samt at flere dyr da ble

observert å unnvike, hvilket er målet med denne prosedyren. En nyere studie basert på tilsvarende observasjoner i Mexicogulfen viste imidlertid at ramp up i hovedsak var effektivt på såkalt sensitive arter (dvs. arter som lett reagerer på lyd), som spekkhoggere men mindre effektive på ikke sensitive arter som delfiner og spermhval (Barkaszi and Kelly, 2024) . Dette er i samsvar med modellstudier, som viser at den risikoreduserende effekten av ramp-up avhenger dyrets responsterskel (dvs. hvor kraftig lyden må være for at den reagerer) samt lydkildens og dyrets hastighet (Von Benda-Beckmann *et al.* , 2014) .

For fisk er ramp-up blitt testet i en studie av (Neo *et al.* , 2016) som viste at dette ikke hadde noen effekt, med unntak av at det førte til mindre unnvikelse. Også i en studie med makrell som ble eksponert til gradvis økende nivå av seismikk, uteble respons til lyden (Sivle *et al.* , 2017) . Selv om begge disse studiene ble utført i oppdrettsmerder, noe som gir mindre mulighet for unnvikelse, kan resultatene tilsi at ramp-up kan føre til at fisk forblir i støyområdet i stedet for å forflytte seg på grunn av tilvenning til lyden. Ramp up kan derfor virke som en relativt effektiv måte å redusere skade hos sjøpattedyr, da særlig sensitive arter som spekkhogger og nebbhval, men at det muligens kan virke mot sin hensikt for fisk.

2.4 - Skadebegrensende (avbøtende) utstyr

Dette er tiltak som er beregnet å minimere fysisk skade på dyr i nærheten. Den vanligste typen er boblegardiner, som brukes både ved pæling og sprengninger under vann (Verfuß, 2014; Cheong *et al.* , 2023; Song *et al.* , 2023) . Tiltaket innebærer at man legger ut perforerte luftslanger rundt lydkilden. Luftboblene som kontinuerlig stiger mot overflaten, vil danne en vegg av bobler som vil absorbere og spre tilbake deler av lydenergien fra aktiviteten. Et lignende tiltak er å lage en fysisk gardin av et lyddempende materiale som gjerne består av et nett med mange luft fylte hulrom eller ballonger, gjerne kalt «hydro sound dampers» (Bruns *et al.* , 2014) som en har rundt pålen ved pæling. For å redusere støy fra vindturbiner som er i drift er det vist at ved å dekke pålen med et lag som består av gummi med luftlommer kan dette redusere lyden som brer seg i vannet (Zhou and Guo, 2023)

2.5 - Skadebegrensende (avbøtende) prosedyrer

Dette er prosedyrer for å forebygge at lyd skader eller forstyrrer dyr. En vanlig prosedyre er overvåkning av sjøpattedyr i en sone rundt fartøyet, som kan gjøres enten ved hjelp av sjøpattedyrobservatører (Marine Mammal Observer – MMO) eller passiv lytting etter vokalisering fra dyrene (Passive Acoustic Monitoring – PAM), som sørger for at det ikke befinner seg dyr i en viss radius fra lydkilden, som regel et seismikkfartøy, enten ved oppstart eller under selve undersøkelsen (Todd *et al.* , 2015) . Disse tiltakene gjøres hovedsakelig for å hindre direkte skade på sjøpattedyr og begrenser seg derfor til en viss radius rundt fartøyet. Sikkerhetssoner kan ha flere nivåer, for eksempel total stopp av lydutsending hvis det befinner seg dyr tett ved kilden, redusert nivå dersom det er dyr på større avstander og kun registrering av observasjoner på lengre avstander. Et annet eksempel er før-starts-undersøkelse, som innebærer typisk et transekt i oppstartsområdet i 30 minutter, hvor det speides etter sjøpattedyr. Dersom ingen dyr observeres, kan operasjonen starte.

2.6 - Begrensninger av antall eksponerte individer

Dette er reguleringskriterier som skal begrense hvor kraftig lyd dyr kan utsettes for. Det inkluderer blant annet å overvåke hvor mange dyr som har blitt eksponert for støy over et bestemt nivå. I en gitt undersøkelse er det kun lov å eksponere et gitt maksimum antall dyr for lydnivåer som overstiger det gitte kriteriet. Dette gjennomføres i praksis ved å telle dyr i det eksponerte området. Dette er hovedsakelig brukt for sjøpattedyr, hvor man har observatører (MMO) om bord som teller antall sjøpattedyr innenfor en radius hvor dette lydnivået antas å være oversteget. Dette er en prosedyre som hovedsakelig er brukt i USA under «Marine Mammal Protection Act»

(NOAA, 2024) .

2.7 - Bruk av avbøtende tiltak i Norge

Seismikkaktivitet er den av de menneskeskapte lydkildene som er mest utbredt (når vi ikke inkluderer skipstrafikk), og som har den mest omfattende reguleringen i Norge. Tillatelse til å gjennomføre seismikkundersøkelser gis av Sokkeldirektoratet, men for alle undersøkelser som blir søkt om gir både Havforskningsinstituttet og Fiskeridirektoratet råd til Sokkeldirektoratet.

I Norge har det mest brukte tiltaket vært verning av områder innenfor visse perioder (Sivle et al. 2021), og dette brukes både for seismikk, elektromagnetiske undersøkelser, pæling og sprenging i sjø. Seismikk har som følge av dette blitt frarådet i viktige gyteområder i gyteperioden samt i områder hvor det foregår viktig fiskeriaktivitet. Norge er det eneste landet som etter vår kjennskap har regulering av seismikk knyttet til fisk og fiskerier.

Frem til 2018 hadde ikke Norge noen form for regulering av seismikk for sjøpattedyr. Men fra 2018 ble det lovpålagt å bruke ramp-up for å beskytte sjøpattedyr mot hørselsskade. Fra 2019 inkluderte Havforskningsinstituttet sjøpattedyr også i sine råd ved å fraråde seismikk i viktige beiteområder for hval som er særlig sensitive for beiteforstyrrelser.

For sprenging i sjø anbefales også avbøtende utstyr, typisk boblegardin dersom dette er mulig. For pæling er også bruk av boblegardin anbefalt, i tillegg til å unngå gyteområder for fisk.

2.8 - Referanser

Bruns, B., Kuhn, C., Stein, P., Gattermann, D. J., Elmer, D. K.-H., and GmbH, O.-S. 2014. The new noise mitigation system ‘Hydro Sound Dampers’: history of development with several hydro sound and vibration measurements.

Cheong, S. H., Wang, L., Lepper, P., and Robinson, S. 2023. Characterisation of acoustic fields generated by UXO removal phase 5 quarry trials of bubble curtain mitigation. National Physical Laboratory. http://eprintspublications.npl.co.uk/id/eprint/9817 (Accessed 16 October 2023).

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., and Cato, D. H. 2016. Response of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to ramp-up of a small experimental air gun array. Marine Pollution Bulletin, 103: 72–83. Elsevier Ltd.

Dunlop, R. A., McCauley, R. D., and Noad, M. J. 2020. Ships and air guns reduce social interactions in humpback whales at greater ranges than other behavioral impacts. Marine Pollution Bulletin, 154. Elsevier Ltd.

Lamoni, L., and Tourgaard, J. 2023. Measures for reduction of anthropogenic noise in the Baltic. Report to the HELCOM SOM project. Aarhus University, Department of Ecoscience. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR556.pdf (Accessed 13 October 2023).

Neo, Y. Y., Hubert, J., Bolle, L., Winter, H. V., ten Cate, C., and Slabbekoorn, H. 2016. Sound exposure changes European seabass behaviour in a large outdoor floating pen: Effects of temporal structure and a ramp-up procedure. Environmental Pollution, 214: 26–34.

NOAA. 2024. Marine Mammal Take Reduction Plans and Teams. NOAA. https://www.fisheries.noaa.gov/national/marine-mammal-protection/marine-mammal-take-reduction-plans-and-

teams.

Punt, M. J., and Kaiser, B. A. 2021. Seismic Shifts from Regulations: Spatial Trade-offs in Marine Mammals and the Value of Information from Hydrocarbon Seismic Surveying. Environmental and Resource Economics, 80: 553–585.

Sivle, L. D., Forland, T. N., Hansen, R. R., Andersson, M., Grimsbø, E., Linne, M., and Karlsen, H. E. 2017. Behavioural effects of seismic dose escalation exposure on captive mackerel (Scomber scombrus). 72. Havforskningsinstituttet. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/2471924 (Accessed 6 October 2023).

Sivle, L. D., Vereide, E. H., de Jong, K., Forland, T. N., Dalen, J., and Wehde, H. 2021. Effects of sound from seismic surveys on fish reproduction, the management case from norway. Journal of Marine Science and Engineering, 9. MDPI AG.

Song, Z., Li, H., Su, Y., Cao, P., Ou, W., Sun, S., Fu, W., *et al.* 2023. Investigation on Pile Driving Noise Production and Mitigation Through Bubble Curtain. *In* 2023 International Conference on Marine Equipment & Technology and Sustainable Development, pp. 1–9. Ed. by D. Yang. Springer Nature, Singapore.

Southall, B. L., Tollit, D., Amaral, J., Clark, C. W., and Ellison, W. T. 2023. Managing human activity and marine mammals: A biologically based, relativistic risk assessment framework. Frontiers in Marine Science, 10. Frontiers Media S.A.

Stone, C. J. 2015. Marine mammal observations during seismic surveys from 1994-2010.

Todd, V., Todd, I., Gardiner, J., and Morrin, E. 2015. Marine Mammal Observer and Passive Acoustic Monitoring Handbook. Pelagic Publishing Ltd. 431 pp.

Verfuß, T. 2014. Noise mitigation systems and low-noise installation technologies. *In* Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus, pp. 181–191. Ed. by Federal Maritime and Hydrographic A and Federal Ministry for the Environmen. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden. https://link.springer.com/10.1007/978-3-658-02462-8_16 (Accessed 24 September 2024).

Von Benda-Beckmann, A. M., WENSVEEN, P. J., KVADSHEIM, P. H., LAM, F.-P. A., MILLER, P. J. O., TYACK, P. L., and AINSLIE, M. A. 2014. Modeling Effectiveness of Gradual Increases in Source Level to Mitigate Effects of Sonar on Marine Mammals. Conservation Biology, 28: 119–128. John Wiley & Sons, Ltd.

Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F.-P. A., von Benda-Beckmann, A. M., Sivle, L. D., Visser, F., Curé, C., *et al.* 2017. Lack of behavioural responses of humpback whales (Megaptera novaeangliae) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. Journal of Experimental Biology, 220: 4150–4161. The Company of Biologists Ltd.

Zhou, T., and Guo, J. 2023. Underwater noise reduction of offshore wind turbine using compact circular liner. Applied Energy, 329: 120271.

3 - Seismikk

Fisk og hval hører godt de høye lydene fra seismiske undersøkelser. Her blir det gitt en oppsummering av kunnskapsstatus for hvilke effekter seismikk kan ha på marint liv. Det blir også vurdert hvilke konsekvenser dette kan føre til for fisk og hval. Basert på dette blir Havforskningsinstituttet sine råd for seismiske undersøkelser i norske farvann oppsummert til slutt.

3.1 - Ulike typer seismiske undersøkelser

Seismiske undersøkelser, eller marine geofysiske undersøkelser, er den viktigste metoden for kartlegging av geologien i havbunnen. Data om geologi og sediment-egenskapene nedover i havbunnen er avgjørende for å gjøre nye funn av olje og gass, men gjør det også mulig å få ut mer olje og gass fra allerede produserende felt. Derfor samles det inn seismiske data i ulike faser av utvinningsvirksomheten. Seismikk blir også brukt til å finne områder som kan være egnet for lagring av CO_2 og for overvåkning av slike områder.

Enkelt beskrevet sendes lavfrekvente lydbølger fra en luftkanon ca. 5-15 m under havoverflaten ned i berggrunnen (Caldwell and Dragoset, 2000; Prior *et al.* , 2021) . Kilden lager kraftige, men korte lydsignaler med mesteparten av energien i frekvensbåndet under 200 Hz ved hjelp av trykkluft som blir sluppet ut fra en luftkanon, eller fra en sammensetning (array) av flere luftkanoner. Lydbølgene reflekteres mellom geologiske lag i berggrunnen, og materialegenskapene i ulike lag påvirker hvordan lyden reflekteres. De reflekterte lydbølgene blir fanget opp av mottakere (lyttekabler) som enten slepes etter seismikkskipet eller ligger på havbunnen. Rådataene blir så bearbeidet i datamodeller for å produsere bilder av berggrunnen som geologer tolker, slik at de kan få bedre kunnskaper om den geologiske strukturen, herunder olje- og gassforekomster.

Nedenfor gis det en kortfattet beskrivelse av ulike typer seismiske undersøkelser. Grundigere beskrivelser finnes i (Gisiner, 2016) og (Birin and Maglić, 2020) . Hovedforskjellen på 2D, 3D, 4D og PRM -seismikk (beskrevet under) under er lyttemetoden. Den samme lydkilden, vanligvis flere luftkanon arrays med til sammen flere tusen kubikktommer volum, kan brukes ved disse metodene. Det er mest vanlig at det samme fartøyet sleper både lydkilden/luftkanonene og lyttekablene, men det finnes unntak.

3.1.1 - 2D-seismikk

Ved 2D-innsamlinger taues én lyttekabel. Lyttekabelen vil vanligvis være fra 4 til 12 km lang. Avstanden mellom kurslinjene kan være fra én til flere kilometer. Dette gir et todimensjonalt tverrsnitt av undergrunnen (høyde ganger lengde). 2D-innsamlinger blir gjerne brukt i letefasen og de dekker store områder. Kurslinjene kan være 100 – 1000 km lange.

3.1.2 - 3D-seismikk

Til forskjell fra 2D-undersøkelser sleper man her flere parallelle lyttekabler etter fartøyet, noe som gjør det mulig å avbilde undergrunnen i tre dimensjoner (høyde ganger lengde ganger bredde). Et seismikkfartøy som samler inn 3D data vil ha redusert manøvreringsevne som følge av det høye antallet lyttekabler (inntil 20 stk. med lengde 2 – 10 km, og avstand 50 – 150 m mellom hver kabel) etter fartøyet. 3D-seismikk blir brukt både i letefasen og i produksjonsfasen.

3.1.3 - 4D-seismikk

4D-seismikk er 3D-seismikk som gjentas i samme område med et visst tidsintervall, for eksempel en gang i året. Den fjerde dimensjonen er tid. Hovedmålsettingen med 4D-seismikk er å observere endringer i reservoaret over tid. Data gir informasjon om lokale trykkendringer i reservoaret og endringer i metning av henholdsvis olje, vann og gass i reservoaret. Denne informasjonen benyttes til å finne de beste posisjonene for nye brønner, slik

at man kan optimalisere utvinningen fra feltet. 4D blir brukt i produksjonsfasen.

3.1.4 - Permanent reservoarovervåkning (PRM)

Det er utviklet en type teknologi for 4D-seismikk der kabler eller noder med lyttesensorer er midlertidig plassert på, eller permanent gravd ned i havbunnen, og der det benyttes fartøy (kildefartøy) som kun sleper luftkanoner under datainnsamling. Denne teknologien gir, som følge av at sensorene er fast posisjonert, seismikkdata med bedre kvalitet og bedre repeterbarhet enn det man får ved tauede lyttekabler. I tillegg er denne metoden mer robust med hensyn til værforholdene. Siden det bare er luftkanonene som skal taues, tåles det mer bølger enn hva er tilfellet er når lyttekabler skal slepes. Slik teknologi betegnes som «Permanent Reservoir Monitoring – PRM». Det er økende bruk av slike metoder.

3.1.5 - Borestedsundersøkelser

En borestedsundersøkelse (BSU, site survey) er en mindre seismisk undersøkelse som sammen med geoteknisk prøvetaking og topografisk kartlegging av bunnen utføres før en foretar prøveboringer. Luftkanonoppsettet er lite sammenlignet med de andre typene av seismiske undersøkelser, og det taues 1-4 lyttekabler med lengde på 100 til 1200 m. Det blir ofte brukt en liten (10 kubikktommer) kilde og en større som består av fire 40 kubikktommer (=160 kubikktommer) kilder som skyter annenhver gang omtrent hvert 5. sekund. En borestedsundersøkelse er ofte 2D-seismikk, men da med mindre volum på luftkanonoppsettet. Størrelsen på luftkanonen har betydning for frekvensinnholdet i signalet og dermed for oppløsningen til de seismiske dataene. Hovedformålet med undersøkelsen er å kartlegge de øverste delene av grunnen med tanke på eventuelle gasslommer som kan representere en sikkerhetsrisiko for prøveboringen.

3.1.6 - Alternative skytemønstre og metoder

For ordinære seismiske undersøkelser er det mest vanlig å bruke to arrays som blir avfyrt annenhver gang med avfyring omkring hvert 10. sekund. De siste årene har lytte og signalbehandlingsmetodene blitt forbedret og dette har gjort det mulig å ta imot reflekterte signal kontinuerlig, og ved lavere signal til støy forhold. Dette har ført til nye metoder for avfyring der energien blir fordelt over hyppigere skudd med lavere støynivå. Dette blir gjort ved å dele luftkanon-kildene opp i mindre arrays som blir avfyrt sekvensielt. Det kan for eksempel være tre arrays med luftkanoner som blir avfyrt med henholdsvis 5.4 s, 5.4 s og 8.1 s mellom skuddene (Langhammer and Bennion, 2015) . Eller seks eller flere luftkanonarrays som blir avfyrt hvert 1.8 sekund (Dhelie *et al.* , 2018) . Det totale antallet luftanoner er det samme som før, men det nye er at de blir gruppert i mindre grupper og avfyrt en gruppe av gangen med raskere skuddrate enn før. Den totale frigitte lydenergien over tid blir den samme som før. Det har også blitt mer vanlig å ha en egen båt som drar luftkanonene for å plassere de midt over lyttekablene som blir dradd av en annen båt, som for eksempel metoden kalt «TopSeis» (Vinje *et al.* , 2017) .

Enda mer kontinuerlige metoder er under utvikling. En metode kalt e-seismikk eller popkorn-seismikk går ut på å avfyre luftkanonene enkeltvis med svært kort tid (200 – 300 ms) mellom hver avfyring (Abma and Ross, 2015; Hegna *et al.* , 2018; Klüver *et al.* , 2018; Klüver and Høy, 2022) resulterer i et tilnærmet kontinuerlig lydsignal med mye lavere spisstrykk enn for vanlig seismikk, men utsendt energi over tid er omtrent den samme som ved konvensjonell seismikk.

Det blir stadig strebet etter å få høyere signal-til-støy forhold for de laveste frekvensene, spesielt frekvenser lavere enn 7 Hz, men fra 7-35 Hz kan man øke signalet ved å senke luftkanonen dypere ned i vannsøylen (Hegna and Parkes, 2011) . En nyere studie viser at man kan øke signalet for de aller laveste frekvensene, ned mot 3 Hz, ved å plassere luftkanonen grunnere (Landrø and Amundsen, 2022) . Dette er bare vist for en enkelt luftkanon.

3.1.7 - Andre lydkilder

Dette avsnittet handler om lydkilder som kan brukes på samme måte som luftkanoner, inkludert mindre lydkilder som kan brukes til å kartlegge de øvre sedimentlagene.

En type kilde kalt «sparker» (“gnist”) er basert på en elektrisk utladning som lager en kort og kraftig akustisk puls (English *et al.* , 1991; Li *et al.* , 2024) . En elektrisk strøm går gjennom sjøvann mellom to eller flere elektroder. Den elektriske energien varmer opp sjøvannet ved elektrodene og resulterer i en boble av damp som utvider seg raskt og deretter kollapser. Dette lager lydpulsen (English *et al.* , 1991) . Dette er en enkel lydkilde som har mye svakere lyd enn luftkanoner og signalene når ikke like dypt ned i sedimentene. En sparker blir dermed bare brukt for kartlegging av grunne områder (mindre enn 1000 m), men har til gjengjeld høyere vertikal romlig oppløsning enn man får fra luftkanoner (Kluesner *et al.* , 2019; Wang *et al.* , 2019) . En sparker sender gjerne ut 4 lydpulser pr sekund og kan dermed regnes som en tilnærmet kontinuerlig lydkilde. Frekvensområdet er 50 -2000 Hz (Nasıf, 2024a)), men mesteparten av energien er mellom 50-500 Hz (Yang *et al.* , 2022) . Det er vist at ved å kombinere en sparker med luftkanoner kan en å få lyd med bredere frekvensbånd og dermed høyrere vertikal oppløsning (Yang *et al.* , 2022; Nasıf, 2024b) . Sparker vil sannsynligvis bli vanlig å bruke i forbindelse med bunnkartlegging før bygging av vindkraft anlegg. Havforskningsinstituttet gjennomførte våren 2023 en studie av hvordan lyden fra en sparker påvirker adferd hos torsk (Sivle *et al.* , 2024) , og resultatene forventes publisert i løpet av 2025.

Andre lydkilder som kan brukes til å kartlegge de øvre lagene av undergrunnen er side-scan sonar (SSS), sub-bottom Profiler (SBP) og Multi-Beam Echo Sounder (MBES). Disse kildene ble målt og sammenlignet med sparker i (Pace *et al.* , 2021) . Felles for disse tre lydkildene er at mesteparten av den utsendte energien ligger på frekvenser over 85 kHz, så lyden fra disse er ikke hørbar for fisk, men kan høres av noen hvalarter.

En annen alternativ lydkilde til luftkanoner som kan brukes til seismiske undersøkelser er en marin vibrator (Laws *et al.* , 2019) . Dette er teknologi som har vært under utvikling siden 80-tallet og det har vært, og er fremdeles, flere parallelle utviklingsløp ulike steder (Pramik *et al.* , 2015; Dellinger *et al.* , 2016; Feltham *et al.* , 2018; Long and Tenghamn, 2018; Oscarsson-Nagel *et al.* , 2019; Alfaro *et al.* , 2023; Roy *et al.* , 2023; Hanssen, 2024) . Til tross for det lange utviklingsforløpet er denne kilden ennå ikke tatt i bruk annet enn til uttesting av metoder. Den største utfordringen har vært å få nok utsendt energi ved lave frekvenser (under 16 Hz) og ulike metoder for å forbedre dette er i stadig utvikling (Morozov and Webb, 2022; Morozov and Shropshire, 2024) . De fleste marine vibratorer er basert på et lukket gassfylt kammer der gassen blir utvidet og komprimert kontinuerlig slik at en membran som utgjør en eller alle veggene i kammeret vil vibrere frem og tilbake og dermed fungere som en høyttaler som setter vannet i bevegelse slik at det oppstår lydbølger. En kan kontrollere frekvensområdet og fasen som har den fordel at en bare sender ut det en har bruk for (i motsetning til en luftkanon som også lager mye lyd i frekvensområder som ikke blir brukt til datainnsamling).

En type marin vibrator, BASS (Gerez *et al.* , 2020; Elboth *et al.* , 2024; Hanssen, 2024) er under utvikling i Norge. Denne kilden har et frekvensbånd på ca. 3-150 Hz og et typisk signal er et sveip på 10 sekunder som gjentas umiddelbart, slik at utsendingen blir kontinuerlig. Denne kilden ble brukt i den første 3D undersøkelsen med marin vibrator i verden. Det skjedde i Nordsjøen der de brukte to marine vibratorer av typen Bass som var programmert til å sende ut signal i ulike frekvensområder, den ene i frekvensområdet (3-25 Hz) og den andre i et høyre frekvensområde (25-150 Hz) (Elboth *et al.* , 2024) . Disse data ble sammenlignet med en undersøkelse gjort med luftkanoner i det samme området og det ble konkludert med at marin vibrator gir like gode bilder over undergrunnen som luftkanoner. Fordelen med slike kontinuerlige lydsignaler er at de kan ha et lavere spisstrykk som gjør det mindre sannsynlig å skade hørselen til marine organismer. Frekvensbåndet på marine vibrator er smalere enn ved konvensjonell seismikk., men er innenfor frekvensområdet de fleste fisk kan

høre. Imidlertid gir den kontinuerlige lyden lite rom for å lytte mellom signalene, og en bekymring er at slike derfor har større potensiale for maskering av viktige signaler som f.eks. kommunikasjon mellom fisk enn konvensjonell seismikk. Modelleringsarbeid viser likevel at fordi lydtrykket (SPL) er lavere, vil distansen som maskeringen skjer over være mindre; ~5 km for marin vibrator mot 10-50 km for luftkanoner (Matthews *et al.* , 2021) . Lignende resultat ble også funnet i Duncan et al. 2017. Det er også en mulighet for å programmere inn pauser mellom signalene for en marin vibrator. Det er også testet ut å gjøre seismiske undersøkelser uten bruk av lydkilde, det vil si at seismikkfartøyet selv er lydkilden. Nyere forskning viser at det er mulig å bruke akustiske lydbølger generert av det seismiske fartøyet til å kartlegge hva som er under havbunnen (Hegna, 2021, 2022) . Lydbølgene generert av fartøyet har mye lavere energi enn lydbølger generert fra tradisjonelle luftkanon arrays, noe som begrenser hvor dypt under havbunnen man kan avbilde. Men disse lydbølgene dekker et bredt frekvensbånd. Reflektert fartøylyd fra havbunnen og lagene under kan registreres av hydrofonene i lyttekablene og brukes til å lage et bilde av havbunnen og de grunneste lagene under. Imidlertid ser det ikke ut til at denne metoden er tatt i bruk.

3.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av seismikk på marine organismer

Kunnskapsgrunnlaget for påvirkning av seismikk på fisk og sjøpattedyr er beskrevet i de følgende avsnitt.

3.2.1 - Direkte skade og dødelighet

Kraftig lydtrykk kan forårsake skade på vev og organer, og i verste fall død. Skader kan inntreffe i form av skader på indre organer, for eksempel på fisks svømmeblære. Den mest utbredte skaden form følge av lydeksponering er hørselskade, dvs. skade på vevet i dyrets indre øre. Direkte dødelighet er relativt uvanlig, men dødelighet kan også forårsakes indirekte dersom skaden som påføres medfører at dyret ikke klarer eks. å få tak i mat.

Både fisk og sjøpattedyr har en velutviklet hørselssans, og lyd er svært viktig i mange økologiske funksjoner, som å finne mat, finne partner eller oppdage fiender. Både fisk og sjøpattedyr hører godt i frekvensspekteret til seismikk (ca. 10–200 Hz).

For begge grupper kan hørselen bli midlertidig svekket dersom lyden er kraftig nok. For sjøpattedyr er det også påvist kronisk hørselsskade, men det er uvisst om dette også er tilfelle for fisk. Kronisk hørselsskade, eller permanent terskelskifte (PTS), innebærer en uopprettelig svekkelse av hørselen, mens temporært terskelskifte (TTS) innebærer en midlertidig reduksjon av hørselen. Redusert hørsel kan påvirke alle økologiske funksjoner og sammenhenger hvor lyd spiller en viktig rolle. Effektene på individer vil avhenge av skadeomfang, varighet og hvilket frekvensområde av hørselen som påvirkes.

3.2.1.1 - Voksen fisk

Direkte skader fra kraftig lyd kan inkludere skade i svømmeblæren og organer rundt denne. Den plutselige endringen i trykket forårsaket av en impulsiv lyd, som seismikk, kan få svømmeblæren til å utvide seg raskt og dermed revne (Halvorsen *et al.* , 2012a, 2012c) . I en gjennomgang av hvordan forskjellige lydstyrker påfører skader, fant forskere ut at selve lydstyrken er viktigere enn hvor lenge fisken er eksponert for lyden (Halvorsen *et al.* , 2012a, 2012c) . Ved kortvarig eksponering kan imidlertid enkelte skader leges (Popper *et al.* , 2016) . I en oppsummeringsstudie ble 70 artikler om påvirkning av seismikk på fisk og evertebrater gjennomgått, og ingen av disse viste dødelighet hos fisk som følge av seismikk (Carroll *et al.* , 2017) . Det er derimot en mulighet for dette svært nær luftkanonene, hvor det kan oppstå akustisk kavitasjon (Khodabandeloo and Landrø, 2018) , som kan føre til alvorlig skade eller død hos fisk (Čada *et al.* , 2006) .

I tillegg til direkte fysiske skader kan kraftig lyd påføre hørselstap som kan være midlertidig eller permanent. De

fleste fisk hører bare lavfrekvent lyd (< 500 Hz), men noen arter, som sild og gullfisk, bruker svømmeblæren for å fange opp høyere frekvenser og viderefører den til øresteinene (otolittene) via en direkte kanal mellom disse. En slik kanal gjør fisk ekstra sårbare for hørselsskade (Halvorsen *et al.* , 2013; Smith and Monroe, 2016) . Seismikkindusert hørselstap har vært påvist hos to arter av ferskvannsfisk etter kun fem skudd, men hørselen var tilbake til normal etter 2–24 timer (Popper *et al.* , 2005) . En litteraturgjennomgang oppsummerer resultat fra flere studier av hørselscellene til gullfisk som viser at hørselstap henger sammen med tap av hårceller og gjenoppretting av hørsel henger sammen med regenerering av hårceller, og at hørselstapet henger sammen med varighet, lydtrykknivå og frekvens (Smith and Monroe, 2016) . Det er vist at flere seismikkskudd kan føre til mer langvarige skader på hårcellene i øret (McCauley *et al.* , 2003) , men denne studien viste ganske avvikende resultat fra andre studier og burde derfor repeteres for å verifiseres. For pæling, som også er en impulsiv lyd og derfor kan sammenlignes med seismikk, har grenseverdien for å unngå skader blitt satt til omtrent 179–181 dB re 1µPa²s SEL per slag, avhengig av antall slag (Halvorsen *et al.* , 2012b) . Til sammenligning ble lydnivået fra en luftkanon-array på 3590 in³ (59 liter) målt til 177 dB re 1µPa²s SEL ved avstand ca. 760 m fra kilden ved 758 m dyp og 63 m avstand i horisontal retning (Tashmukhambetov *et al.* , 2008) .

Disse studiene viser at det er mulig at fisk kan få hørselsskader fra kraftig lyd, men nivået som skal til, vil kreve at fisken befinner seg relativt nær en luftkanon for å oppnå dette. I tillegg er alle de nevnte forsøkene gjort på fisk i tank eller akvarium, som dermed ikke har mulighet til å forflytte seg bort fra støykilden. Voksne fisk er mobile, og vil kunne svømme unna før lydkilden kommer så nær at den vil føre til hørselskade.

3.2.1.2 - Fiskelarver og dyreplankton

Fisk i tidlige livsstadier (egg, larver og yngel) samt andre planktoniske organismer er potensielt utsatt for direkte skade fra seismikk da disse i ingen eller svært liten grad har mulighet til å forflytte seg bort fra luftkanonene. Det har vært utført et betydelig antall studier på egg og larver fra ulike arter (oppsummert i (Dalen *et al.* , 1996)). Oppsummert framkommer det at dødelighet og skader i forbindelse med seismikkskyting kun forekommer i umiddelbar nærhet til luftkanonene. Høyeste dødelighetsrater og hyppigst forekommende skader ble funnet ut til ca. 1,5 m avstand. Lavere dødelighetsrater og mer sjeldent forekommende skader ble observert ut til ca. 5 m avstand.

Dyreplankton er dyr som flyter med strømmene i vannmassene med liten mulighet til å forflytte seg aktivt horisontalt, men de fleste forflytter seg opp og ned i vannsøylen etter lysforholdene dag/natt. Det er ikke gjort like mange studier på hvordan lyd påvirker dyreplankton, men en studie fra 2017 viser dødelighet hos flere arter av dyreplankton på avstander ut til 1200 m (McCauley *et al.* , 2017) . Studien har svært få replikasjoner og unnlater også å undersøke andre mulige forklaringer på dødeligheten. En annen studie viste ingen dødelighet hos dyreplankton 5 m fra en seismisk kilde (Fields *et al.* , 2019) . Prosjektet ZoopSeis på Havforskningsinstituttet har undersøkt hvilke mekanismer og lydnivåer som forårsaker økt dødelighet hos ulike arter av dyreplankton. Den første publikasjonen fra dette prosjektet (Vereide *et al.* , 2023) viste økt dødelighet hos tidlige stadier av dyre plankton-larver av den lille hoppekrepsen Acartia tonsa som var nedsenket i plastposer i en avstand på inntil 50 meter fra to luftkanoner med størrelse 40 kubikktommer. Dødeligheten rett etter eksponeringen var på 13.5% mot 3.4% og 2.6% i kontrollgruppene som ikke ble utsatt for seismikk. Det var også økt dødelighet de påfølgende 6 dagene i den eksponerte gruppen. Den samme studien viste at dyreplankton som var blitt utsatt for seismikk vokste mindre og utviklet seg saktere de fire påfølgende dagene etter eksponeringen enn dem i kontrollgruppen. Et laboratorieeksperiment som eksponerte forskjellige arter av zooplankton for et trykkfall assosiert med seismiske lydbølger, viste at den lille hoppekrepsen Acartia sp var mer sensitive enn den større arten Calanus sp (Vereide *et al.* , 2024) .

3.2.1.3 - Sjøpattedyr

Midlertidig hørselstap er undersøkt i eksperimentelle studier på sel, delfiner og nise i fangenskap (oppsummert av Southall *et al.* , 2019) . Generelt viser disse studiene at det er lydenergien og varigheten av eksponeringen som er avgjørende for graden av hørselstap. For pulset lyd kan også enkeltpulsers egenskaper spille en stor rolle. Kortvarige lydpulser med rask stigetid og høy amplitude – egenskaper som er typiske for seismikk – har spesielt stor skadevirkning på øret hos pattedyr. En studie på seismikkindusert hørselstap hos nise indikerer imidlertid at det er mulig at noen arter kan begrense skade på egen hørsel dersom lyden er forutsigbar (Kastelein *et al.* , 2020) .

Eksponeringskriterier for hvilke lydnivåer som induserer midlertidig og permanent hørselstap hos ulike grupper av sjøpattedyr er relativt godt dokumentert (Southall *et al.*, 2019; Tougaard *et al.*, 2022) .Terskelverdi for impulser som seismikk, oppgis både som spisstrykk (SPL dB re 1 µPa) og som total akkumulert energi over hele eksponeringen (innenfor 24 timer) (SEL dB re 1 µPa ^{2} s) (Tabell 1). Kriteriet tilsier at hørselskade vil oppstå dersom dyret utsettes for lyd som oppfyller ett av de to kriteriene (akkumulert energi eller spisstrykk). SEL-verdiene vektes i henhold til funksjoner som beskriver generiske hørselskurver for grupper av sjøpattedyr. Spisstrykk-verdien vektes ikke, fordi skade som følger av høye spisstrykkverdier ikke forventes å være særlig frekvensavhengig da de fører til mer direkte mekanisk påvirkning på hele det indre øret.

Tabell1 . Estimerte terskelverdier for temporære (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader. Tabell er gjengitt fra Southall et al. (2019). Terskler for SEL (Sound Exposure Level = akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1 µPa^2·s og terskler for spisstrykk SPL er gitt i dB re 1 µPa. SEL(vektet) innebærer at nivåene skal vektes i henhold til funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall et al. 2019). Kun verdier for grupper av sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt. Her kun angitt for impulsive lydkilder, fordi de genererer kortvarige/transiente (< 1 sekund), bredbåndete pulser med høye spisstrykk, kort stigetid og hurtig forfall som er typisk for seismikk. Sjøpattedyrene deles inn i funksjonelle hørselsgrupper; bardehvaler (f.eks. vågehval, knølhval, finnhval) som hører lavfrekvent lyd «Lavfrekvente hvaler», tannhval som hører høyere frekvenser, som spermhval, nebbhval og spekkhogger «høyfrekvente hvaler», delfinarter (springere) og niser som hører veldig høyfrekvent lyd (> 100 kHz) «Veldig høyfrekvente hvaler», «seler» som inkluderer alle ekte seler og «andre marine pattedyr», som er en samlegruppe bestående av hvalross, mårdyr og isbjørn. Merk at Tougaard et al. 2022 påpeker at sannsynligvis er kriteriet for TTS hos «veldig høyfrekvente hvaler» satt vel konservativt, men at det likevel kan forsvares å bli stående siden det er svært store sprik mellom individer i eksperimentelle studer for når dette inntreffer.

	impulsive lydkilder			
Funksjonell hørselsgruppe	**TTS terskelverdi**		**PTS terskelverdi**	
	SEL (vektet)	**Spisstrykk SPL**	**SEL (vektet)**	**Spisstrykk SPL**
Lavfrekvente hvaler	168	213	183	219
Høyfrekvente hvaler	170	224	185	230
Veldig høyfrekvente hvaler	140	196	155	202
Seler	170	212	185	218
Andre marine rovdyr	188	226	203	232

Hos tannhvaler, som bruker ekkolokasjon i matsøk og til å orientere seg, vil nedsatt hørsel direkte svekke evnen til å finne mat, noe som vil få direkte konsekvenser for overlevelsen. Nedsatt hørsel vil også redusere mulighetene til å kommunisere med andre individer. Mange sjøpattedyr lever i tette grupper, og nedsatt hørsel kan hemme flokkens kommunikasjonsevne og redusere den viktige mor–kalv-kontakten eller muligheten for å høre parrings-rop fra potensielle partnere.

Nise anses som den mest sensitive arten når det gjelder skadeeffekter. Det er også den arten som det finnes mest kunnskap om, både om hørsel og skadeeffekter, som for eksempel (Tougaard *et al.* , 2015) . Først og fremst har nise den laveste terskelverdien for midlertidig hørselstap som er målt for noen art. Nise er en av de mest tallrike artene av sjøpattedyr i norske farvann, men oppholder seg hovedsakelig i kystnære områder og ikke så mye til havs, hvor seismiske undersøkelser hovedsakelig foregår.

Som for fisk må også sjøpattedyr oppholde seg i nærheten av kilden for å risikere hørselstap, og man antar at dyrene vil svømme unna kilden dersom de har mulighet til det.

3.2.2 - Adferdsresponser

Studier av effekter av lyd på marine dyr viser at adferdsresponser er den vanligste reaksjonen (Duarte *et al.* , 2021) . Adferdsresponser er endringer i dyrenes oppførsel som følge av lydeksponeringen. Dette innebærer f.eks. unnvikelse av det eksponerte området, reduksjon eller opphold av viktige aktiviteter som beiting eller gyting, samt endring i hvordan dyrene selv lager lyd. For skader som følge av lyd, finnes det eksempler i litteraturen både for fisk og sjøpattedyr som sier ved hvilke terskelverdier av lydnivåer skadene mest sannsynlig inntreffer (Popper *et al.* , 2014; Southall *et al.* , 2019)), men tilsvarende terskelverdier for adferdsendringer er det svært lite kunnskap om. Slike terskelverdier for adferdsendringer vil sannsynligvis også ha langt større variasjon mellom arter enn det som er tilfelle for hørselsskader. Også innad i en art er det store variasjoner mellom ulike individer, mellom ulike livsstadier, ulike habitater og hvilken adferdsmodus dyret er i (for eksempel beiting, vandring, reproduksjon), samt dets fysiologiske tilstand (kondisjon)). Skader og hørselstap begrenser seg til nærområdet for lydkilden, mens adferdsresponser kan potensielt inntreffe overalt hvor dyrene hører lyden, og området hvor dette kan inntreffe, er derfor langt større, med tilsvarende mulighet for å påvirke mange flere individer (Slabbekoorn *et al.* , 2010) .

3.2.2.1 - Voksen Fisk

Menneskeskapt lyd generelt kan påvirke fiskens forflytning (Engås *et al.* , 1996) , beiting (Løkkeborg *et al.* , 2012) anti-predator adferd (Simpson *et al.* , 2016) , adferd knyttet til reproduksjon (Sierra-Flores *et al.* , 2015; De Jong *et al.* , 2018a, 2018b) og evne til å ta vare på avkom (Picciulin *et al.* , 2010; Nedelec *et al.* , 2017, 2022) . Mange fiskearter bruker lyd til å kommunisere under gyting og beiting, og støypåvirkning vil kunne endre både kommunikasjon og adferd under reproduksjon (Picciulin *et al.* , 2010; Stanley *et al.* , 2017; De Jong *et al.* , 2018) . Med unntak av de to førstnevnte (Engås *et al.* , 1996; Løkkeborg *et al.* , 2012) har disse studier imidlertid sett på effekter av mer kontinuerlig lyd som skipsstøy. Det er visst at lyd fra seismikk mulig kan bidra til maskering av kommunikasjon opptil 18 km fra kilden (Rogers *et al.* , 2021) .

Bunnfisk, som ulike arter av torskefisk og uer, kan reagere på seismikk med både horisontal og vertikal forflytning (Hawkins, 1969; Skalski *et al.* , 1992; Engås *et al.* , 1996; Paxton *et al.* , 2017; Davidsen *et al.* , 2019; van der Knaap *et al.* , 2021) og i tillegg kan beitemotivasjonen reduseres (Skalski *et al.* , 1992; Løkkeborg *et al.* , 2012) . Eksempelvis viste Engås et al. (1996) at mengde torsk og hyse gikk ned med opptil 70% etter seismikk-skyting sammenliknet med før undersøkelsen startet, og Paxton *et al.* (2017) at mengde fisk på et tropisk rev gikk ned med 78% etter en seismisk undersøkelse.

Andre studier har rapportert om svært liten eller ingen reaksjon til seismikk hos bunnfisk. (Meekan *et al.* , 2021)

viste ingen endring i hverken sammensetning eller mengde av tropiske fisk i Australia hverken på kort (dager) eller lang (måneder) sikt som følge av seismikk-eksponering. Wardle *et al.* , (2001) viste at det var få reaksjoner og ingen reduksjon i fiskemengde på et rev av svært stedbundne fisk i respons til luftkanoner i vannet utenfor Skottland. Også andre studier viste at seismikk ikke påvirket artsfordelingen og fiskemengden i fiskesamfunn (Miller and Cripps, 2013; Borland *et al.* , 2023)

I et eksponeringsforsøk med en fullskala seismikk-kilde i den sørlige Nordsjøen ved Belgia/Nederland viste resultatene at torsk ikke forlot området under eksponeringen, selv om de forlot området i etterkant. Imidlertid ble det påvist noen mer subtile endringer i aktivitetsmønstre; torsken ble mer inaktiv under eksponering, samt at døgnmønsteret endret seg (van der Knaap *et al.* 2021). Endringer i aktivitetsnivå ble også påvist hos torsk i merd, men med stor individuell variasjon (Hubert *et al.*, 2020) . I tilsvarende forsøk på torsk og sei i merd i Norge, fant man noe redusert hjertefrekvens under eksponering til en luftkanon (Davidsen *et al* . 2019). Imidlertid var alle reaksjoner kortvarige og minsket over tid, noe som tyder på en viss tilvenning til lyden (Davidsen *et al.* 2019). Et studie i Norge med merket, frittsvømmende torsk viste at gytende torsk ikke forlot gyteområdet sitt under eksponering til seismikk med lydnivå tilsvarende en undersøkelse et stykke unna (lydnivå opp til SEL på 145 dB re 1 µPa ^{2} s) (Mcqueen *et al.* , 2022) , men at torskene svømte dypere i en kort periode, mens aktivitet og områdebruk ikke endret seg (McQueen *et al.* , 2023)

I en studie med tobis, viste videoopptak en viss grad av irregulær svømming og noe alarmrespons under eksponering til seismikk, men det ble ikke påvist at den gravde seg ned i sanden, som var hypotesen i forkant av undersøkelsen (Hassel *et al.* , 2004) . Det var ikke mulig å teste om tobis ville ha forlat området, siden de var eksponert i bur (Hassel et al. 2004)

For pelagisk fisk er det dokumentert i studier av fisk i fangenskap at både makrell og andre arter, reagerer på lavfrekvent lyd og seismikkpulser ved å øke svømmehastigheten og endre stimstrukturen til å gå tettere sammen (Fewtrell and McCauley, 2012; Sivle *et al.* , 2016) . Makrell viste imidlertid ikke slike umiddelbare reaksjoner ved en gradvis opptrapping av lydnivået til en ekte seismisk luftkanon (Sivle *et al.* , 2017) , noe som tyder på at måten lyden presenteres på, og eventuelt tilvenning, kan påvirke hvor sterk en respons er. I en studie under en reell seismisk undersøkelse studerte (Slotte *et al.* , 2004) horisontal og vertikal fordeling av sild og kolmule. Studien fant at kolmule forflyttet seg noe dypere i vannsøylen under seismikkeksponering, mens det ikke ble observert noen endring hos sild. Beitende sild viste ikke noen adferdsendring hverken ved horisontal eller vertikal forflytning eller endring i svømmehastighet og retning under seismikkeksponering (Peña *et al.* , 2013) . Det påpekes at dette kan skyldes den sterke motivasjonen til å beite, og at studien ble gjennomført etter at den seismiske undersøkelsen hadde pågått en tid, slik at silda kan ha vent seg til lyden. Lignende tilvenning ble også vist i et akvariumsstudie hvor stressresponsen hos havabbor forsvant etter noen uker med avspilling av luftkanonstøy (Radford *et al.* , 2016) . Fordi den tilsynelatende tilvenningen kan være en følge av hørselsskade (Popper and Hastings, 2009) , kunne man ikke konkludere med at fisken ikke var påvirket av seismikk lenger. En studie av pelagisk fisk rundt et vindkraftanlegg i Nordsjøen registrerte med ekkolodd færre, men tettere stimer under en seismisk undersøkelse sammenlignet med før undersøkelsen startet, men samme typen endringer skjedde i kontroll området (Kok *et al.* , 2021) . Noen svakheter med dette studiet er imidlertid at det ikke oppgir hvilke arter av pelagisk fisk som er registret, samt at mangel på replikanter gjør det vanskelig å stadfeste om dette er en reell reaksjon til seismikken eller skyldes naturlig høy variasjon i stimdynamikk. Ut ifra de studier som er gjort på pelagisk fisk, kan det derfor tyde på at reaksjoner i form av endret stimstruktur og unnvikelse kan forventes, men at responsen sannsynligvis minsker over tid grunnet tilvenning.

Generelt sett er det er store variasjoner mellom de ulike studiene i hvordan fisken reagerer på seismikk. Også

innenfor samme studie kan det være variasjoner; for eksempel viste Borland *et al.* (2023) for 2 ulike uerarter som ble overvåket under en seismisk undersøkelse at den ene arten (Sebastes melanops) økte aktiviteten sin, mens den andre (Sebastes nebulosus) ikke endret adferd. En og samme art kan også ha variasjoner i hvordan den reagerer; for eksempel har flere ulike studier undersøkt unnvikelse hos torsk (Engås et al. 1996; van der Knaap et al. 2021; McQueen et al. 2022; Wardle et al. 2001) med varierende resultater. Når fisken har en sterk tilknytning til habitatet, i form av skjulesteder, mat eller gyteområde, kan se ut til at det er mindre sannsynlig at den forlater habitatet, men den endrer gjerne adferden i området, som svømmemønster eller aktivitetsnivå (Wardle *et al.* , 2001; van der Knaap *et al.* , 2021; Mcqueen *et al.* , 2022) . Disse eksemplene viser viktigheten av å vurdere reaksjoner i lys av både art, habitat, levesett og hvordan lyden oppfattes og hva den forbindes med.

Kun et fåtall studier gir informasjon om omfanget av påvirkning i tid og rom. For torsk og hyse er det påvist unnvikelse ut til minimum 33 km (18 nautiske mil), med varighet på minimum fem dager etter avsluttet seismikkskyting (Engås *et al.* 1996). Dette resultatet støttes også av tidligere fangstforsøk (Løkkeborg and Soldal, 1993) . I studiet med torsk utenfor Nederland var avstanden mellom fisk og seismikk-kilden på det nærmeste 2,25 km (van der Knaap *et al.* 2021). Tobis ble eksponert for seismikk ved en avstand på 5 km fra luftkanonene (Hassel *et al* . 2004). Alle disse studiene brukte oppsett som er vanlige i seismiske undersøkelser.

Studiene om effekter av seismikk på fiskeadferd som er beskrevet her har fokusert på undersøkelser med luftkanoner. Kun et fåtall har studert effekter av andre typer av lydkilder på fisk. En fersk studie fant at torsk svømte dypere og reduserte aktivitetsnivået sitt under påvirkning av kontinuerlig støy fra en marin vibrator (McQueen *et al.*, 2024). SEL i denne studien var tilsvarende til forsøk med luftkanon (Mcqueen *et al.*, 2022), men resultatene tyder på noe mer forstyrrelse av den kontinuerlige vibratoren i forhold til pulset lyd fra luftkanonen. Det er også gjort en liten studie av effekter av en sparkerkilde på adferd hos torsk, (Sivle et al. 2024) som ikke viste noen endring i adferd (upublisert resultater) . Sparker kilden er også nærmest kontinuerlig, men har et mye lavere lydnivå, og høyere frekvens, og gir derfor et veldig annerledes lydbilde. Det er generelt behov for mer forskning om effekter av alternative seismikk-kilder for å kunne avveie hva som er best eller verst av kontinuerlige påvirkninger i nærheten av kilden, og mindre påvirkninger på lengre avstand i motsetning til høyere, men oppstykket lyd, nær kilden og lenger påvirkningsavstand.

3.2.2.2 - Fiskelarver og zooplankton

Seismikk har vist å kunne påvirke zooplankton i form av fluktresponser, redusert klekking av egg og overlevelse av larver og hurtigere metamorfose (oppsummert i (Carroll *et al.* , 2017; Vereide and Kühn, 2023)) .

En adferdsstudie av fire typer fiskelarver i en tank som ble utsatt for avspilling av ulike typer lyder, deriblant seismikk, viste at tre av fire larvegrupper unngikk området nærmest høyttaleren da seismikklyder ble avspilt. Dette var tydelig det første minuttet, etter tre minutter var det bare en gruppe som unngikk dette området mens etter seks minutter var fiskene fordelt som før lyden startet. Dette viste at fiskelarvene reagerte på seismikk ved å trekke seg unna, men ble raskt tilvennet til lyden (Waddell and Širović, 2023) .

3.2.2.3 - Sjøpattedyr

Norske farvann er svært viktige som beite- og yngleområder for mange arter av sel og hval. Til tross for dette er det bare gjort en norsk studie på effekten av seismikk på adferd hos sjøpattedyr (Madsen *et al.* , 2002) , resultater beskrevet lengre nede), men det er gjort utenlandske studier av enkelte av artene som finnes i norske farvann.

Selartene havert og steinkobbe er vanlig langs hele norskekysten, og (Thompson *et al.* , 1998) viste at begge

disse artene reduserte beitedykk og heller svømte unna en aktiv seismikk kilde. Imidlertid returnerte selene til normal adferd raskt etter endt eksponering. En studie fra Alaska viste ingen endring i mengde sel i en sone på 250 m rundt et seismikkfartøy før og under aktiv skyting (Harris *et al.* , 2001) men selene viste unnvikelse på avstander nærmere enn 150 m. Det er de siste år også gjort studier av sel og eksponering til pæling i forbindelse med utbygging av vindkraft til havs. Denne lyden har mange av de samme karakteristikkene som seismikk, så en kan derfor anta noenlunde liknende responser. F.eks. viste (Russell *et al.* , 2016) at steinkobbe unngikk pæleområder på opptil 25 km avstand. Sammen indikerer disse studiene at selarter i norske farvann sannsynligvis kan reagere på seismikk ved å svømme unna.

Av tannhvalene er nise den arten som er best studert, og den har vist seg å reagere med unnvikelse når nivået oversteg høreterskselen med 45 dB (Tougaard *et al.* , 2015) . Reaksjoner ved relativt lave nivåer ble også vist av Thompson *et al.* (2013) , med unnvikelse 5–10 km fra en seismisk kilde, og tilsvarende SPL og SEL på henholdsvis 165–172 dB re 1 µPa og 145–151 dB re 1 µPa ^{2} s . Nisene returnerte imidlertid raskt tilbake etter at eksponeringen var avsluttet og viste også tilvenning til lyden etter flere dagers eksponering. Pirotta *et al.* (2015) viste at beiteadferden til nise gikk ned opptil 40 km unna en seismisk undersøkelse (SEL 130–165 dB re 1µPa ^{2} s). En nyere undersøkelse i Nordsjøen viste nedgang i akustisk deteksjon av niser på en rekkevidde av 8-12 km fra en fullskala seismisk undersøkelse, noe som indikerer enten at nisene forflytter seg unna, eller at de stopper å ekkolokalisere (Sarnocińska *et al.* , 2020) . Begge deler innebærer imidlertid en adferdsreaksjon, enten i form av unnvikelse, eller avsluttet beiteaktivitet/sosial adferd. Niser er imidlertid mest følsomme for høyere frekvenser, så seismikk-kilder med reduksjon av høye frekvenser er effektivt for å redusere adferdsresponser (Kastelein *et al.* , 2019) .

En annen tannhval som er studert, spermhval, viste liten eller ingen unnvikelse eller endring i dykkeadferd til fullskala seismiske undersøkelser hverken i Mexico (Miller *et al.* , 2009) eller i Norge (Madsen *et al.* , 2002) . Narhvalen, en art med et begrenset leveområde og vandringsrute, i tillegg til å være en dypdykkene art, ansees som særlig sårbar for menneskelig støy. Etter at (Heide-Jørgensen *et al.* , 2021) viste at flere tilfeller av narhval som var blitt fanget i isen muligens skyltes seismikk, har denne arten vært fokus for flere studier som viser både fysiologiske og adferdsmessige responser. Forsøk med merkede dyr viste at narhvalen under eksponering til seismikk (opp til 152 dB re 1µPa m) hadde en markant reduksjon i hjerteslagsfrekvens til tross for økt haleslagsfrekvens og aktivitet under dykk (Williams *et al.* , 2022) . Narhvalen viste også unnvikelse og økt svømmehastighet når den ble eksponert for seismikk, men også på skipet når det ikke skjøt seismikk (Heide-Jørgensen *et al.* , 2021) . Videre viste Tervo *et al.* (2021) at narhvalen reagerte ved å avbryte beiteaktivitet under eksponering både av fartøy og seismikk på avstander over 20 km, og ved lydnivåer som ikke overseg bakgrunnsstøyen. Dette tyder på at arten er særdeles følsom og kan skille ut lyd selv i bakgrunnsstøyen. Ved tre anledninger har et stort antall narhval blitt fanget i isen grunnet sen utvandring fra sommerbeiteområde, sammenfallende i tid med seismiske undersøkelser og på en måte som er svært uvanlig. Heide-Jørgensen et al. (2013) knytter dette opp mot at narhvalen avventet migrasjonen bort fra området, da det ville ført den nærmere den seismiske undersøkelsen, og dermed ble fanget da isen kom. Dette kan tyde på at seismikk kan forstyrre migrasjon hos narhvalen.

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd til å kommunisere over store avstander. Seismiske pulser inneholder mye energi i det samme frekvensbåndet, og seismikk vil derfor kunne maskere kommunikasjonen. Studier har vist at både knølhval (Cerchio *et al.* , 2014) , finnhval (Castellote *et al.* , 2012) , blåhval (Di Iorio and Clark, 2010) og grønlandshval (Blackwell *et al.* , 2015) endrer vokaliseringen sin under seismiske undersøkelser. Grønlandshval reagerer for eksempel med å øke hyppigheten og nivå av vokaliseringen for å kompensere for økt støynivå, men bare dersom støyen er moderat, mens de reduserer vokaliseringen dersom støyen øker, og blir helt stille ved nivåer over 160 dB SEL re 1µPa ^{2} s (Blackwell *et al.* , 2015; Thode *et al.* , 2020)). Finnhval

kan endre både frekvens og båndbredde under seismikkeksponering (Castellote *et al.* , 2012) , slik at de vokaliserer på andre frekvenser enn seismikken bruker. Blåhvalen økte vokaliseringen signifikant under seismikkeksponering i et område hvor den hovedsakelig beiter og sosialiserer (Di Iorio and Clark, 2010) , men det rapporteres at langdistansevokalisering hos den samme arten reduseres ved seismikkeksponering (Clark and Gagnon, 2006) . Grunnen kan være at det for dyr som kommuniserer på nært hold, kan være viktig å opprettholde kontinuerlig kontakt, mens det under langdistansesignalisering til mottakere som er langt unna, ikke betyr så mye med mindre avbrudd i kontakten. Dette viser at konteksten er av stor betydning, både for hvordan dyrene reagerer, og for hvordan de påvirkes (alvorlighetsgraden).

I Australia har en stor studie av hvordan knølhval reagerer på seismikk (BRAHSS), ikke vist noen store responser (Dunlop *et al.* , 2015, 2016b) hverken i form av unnvikelse, svømmehastighet eller gruppestruktur i et vandringsområde. I en studie hvor de sammenlignet adferd under skyting med adferd under en kontroll hvor skipet var i nærheten uten å skyte seismikk, reagerte knølhval med 50 % sannsynlighet først ved lydnivåer på 150–155 dB re 1 µPa ^{2} s, 2.5 km fra kilden (Dunlop *et al.* , 2018) . Under vandring mot parringsområdet, påviste Dunlop *et al.* (2020) at sannsynligheten for interaksjoner mellom ulike grupper, som er viktig adferd som leder opp til parring, ble sterk redusert som følge av tilstedeværelse av seismiske fartøy, og at mor-kalv par senket farten og i noen tilfeller avventet å passere inntil fartøyet var borte, men det samme var tilfelle med fartøy uten seismikk, noe som indikerer at selve fartøyet forstyrrer. Videre har Dunlop *et al.* (2021) brukt resultatene for å estimere mulige populasjonseffekter av seismiske undersøkelser på knølhval på vandring. De beregnet hvordan observerte unnvikelser kunne føre til forsinket vandring for mor-kalv par og mulige konsekvenser på energitap; for voksne hunner til å produsere melk til kalvene, og for kalven til å overleve uten morsmelk i områder med forstyrrelser fra seismikk. Resultatene viste svært lav sannsynlighet for noen populasjonseffekt som følge av en seismisk undersøkelse, både for voksne og kalver.

I motsetning til knølhval, har grønlandshval vist relativt kraftig unnvikelse fra seismiske kilder som er nærmere enn 8–10 km (Robertson *et al.* , 2013) . I tillegg viser de endret dykkeadferd og respirasjonsrate ca. 8 km fra seismikk-kilden (Robertson *et al.* , 2016) Finnhval, en vanlig art i våre farvann, er også påvist å unnvike seismikk-kilden (Castellote *et al.* , 2012) . Imidlertid var dette under parring, som foregår i tropiske og subtropiske strøk, mens finnhvalen er i norske farvann for å beite. Det er derfor usikkert hvor overførbart dette resultatet er. Et nyere studie i Atlanterhavet viser at andel visuelle observasjoner av sjøpattedyr på aktive seismikkfartøy sammenliknet med kontrollfartøy var henholdsvis 88% og 53% færre under seismikk for henholdsvis bardehval og tannhval (Kavanagh *et al.* , 2019) noe som kan indikere at sjøpattedyrene svømmer bort fra seismikkfartøyene. Et noe tilsvarene studie utenfor Mexico sammenliknet distanse fra observerte sjøpattedyr fra seismikkfartøy med og uten aktiv skyting, som viste at både spermhval, spekkhogger og delfiner ble observert på signifikant lengre avstand under aktiv skyting enn uten, noe som tyder på at sjøpattedyrene holder seg unna iallfall de høyeste nivåene. Det ble også observert høyere andel av adferdsmodusen «svømme bort» under aktiv skyting, men dette var ikke signifikant (Barkaszi and Kelly, 2024) .

Det er som nevnt ikke gjort studier av adferdsendringer som følge av seismikk på sjøpattedyr i Norge, utenom en studie på spermhval (Madsen et al. 2002), men det har vært gjort relativt omfattende undersøkelser på en annen kraftig, pulset lydkilde; militær sonar. Disse studiene har dokumentert effekter som unnvikelse av kilden, avbrutt beiteadferd og endret vokalisering (Miller, 2012; Harris *et al.* , 2015; Sivle *et al.* , 2015) . Slike sonarer opererer med høyere frekvenser enn luftkanoner (vanligvis 1–7 kHz), men begge typer signaler er godt hørbare for alle sjøpattedyr. Disse undersøkelsene viser også at det er stor variasjon mellom ulike arter av sjøpattedyr i hvor sterkt de reagerer, som ikke kan forklares ut ifra hørselsterskel eller taksonomi (Kvadsheim, 2020) .

I forvaltningsøyemed er ofte ønskelig å bruke konkrete lydterskel nivåer for å angi en sannsynlig påvirkning. Det

er imidlertid viktig å påpeke at når det gjelder adferdsendringer så viser en rekke studier at samme lyd og nivå at det er stor variasjon både innad i en art og ikke minst mellom ulike arter om og hvor sterkt et dyr reagerer (eks. Tyack and Thomas, 2019) . Slike generelle lydterskler bør derfor evaluerer grundig før de eventuelt anbefales (Southall *et al.* , 2021) . En sammenstilling av hvordan ulike grupper av sjøpattedyr responderer til samme lyd tyder på at arter med høy predasjonsrisiko har høyere sannsynlighet for å reagere sterkest (Miller *et al.* , 2022) .

3.3 - Kunnskapsgrunnlag om lydutbredelse og effektsoner

3.3.1 - Biologiske forsøk med effektsoner

Når man forsker på effektsoner, avstander fra undersøkelsen der fisk blir påvirket, er storskalaforsøk med realistiske lydkilder den mest pålitelige metoden for å innhente kunnskap. I slike forsøk må det gjøres observasjoner av fisk i et stort område før, under og eventuelt etter eksponering. Metodikken må være tilpasset å bestemme ved hvilke avstander fra lydkilden marine dyr reagerer på lyden, og helst hva lydnivået og andre egenskaper ved lyden er ved denne avstanden. Slike forsøk er fåtallig fordi de er svært kostbare å gjennomføre, og det finnes per i dag kun én slik studie som var spesifikt designet for å undersøke nettopp dette. Engås *et al.* (1996) brukte et 82-liters (5012 in³) luftkanonarray der det ble avfyrt skudd hvert 10. sekund i fem dager på Nordkappbanken i Barentshavet. Fiskeforekomster ble kartlagt ved hjelp av ekkolodd og fangst av torsk og hyse i et område på 40 x 40 nautiske mil (nmi) rundt seismikk-kilden. Resultatene viste stor nedgang i biomasse av fisk i en avstand på 20 nmi fra seismikkfartøyet under og etter eksponering. Fra dette forsøket kan en si at torsk og hyse kan reagere med unnvikelse i avstander ut til 20 nmi. Lydtrykket ble ikke målt, men teoretiske beregninger av lydnivået har vært utført (Handegard *et al.* , 2013) . Et lignende forsøk ble utført i Vesterålen (Løkkeborg *et al.* , 2012) , der de foretok observasjoner av flere fiskearter rundt en ekte seismisk undersøkelse med en luftkanon array på 3500 kubikktommer. Det ble også gjort målinger av lyden. I dette forsøket var reaksjonene hos fisken mer variable. En viktig forskjell mellom disse to studiene er at i (Engås *et al.* , 1996) var lydkilden innenfor et begrenset område på 3x10 nmi i sentrum av undersøkelsesområdet på 40x40 nmi, og lydeksponeringen varte i fem dager, mens i (Løkkeborg *et al.* , 2012) forflyttet lydkilden seg over et større område på 8x46 nmi løpet av 38 dager. (Løkkeborg *et al.* , 2012) var ikke designet for å finne noen lydterskel eller avstandsgrense for adferdsresponser, men så mer på fangsttall og mengde fisk generelt i området rundt en ekte seismisk undersøkelse før, under og etter.

Selv om vi ser at reaksjonen vist av (Engås *et al.* , 1996) skjer opp til en avstand på 20 nmi, kan det diskuteres om dette vil gjelde for alle områder. Det er flere forhold som gjør at lydutbredelsen kan variere mellom ulike områder. Det er derfor ønskelig å bruke modeller som kan finne ut ved hvilke avstander fra kilden lydnivået tilsvarer nivået som fisken opplevde ved 20 nmi fra kilden på Nordkappbanken. I (Engås *et al.* , 1996) ble det brukt en veldig stor lydkilde på 5012 kubikktommer. Denne er kraftigere enn de fleste av dagens kilder, men disse avfyres gjerne oftere. En mindre lydkilde som blir avfyrt oftere kan ha samme energi som en stor lydkilde i området nær kilden, men siden lyden er svakere vil den ikke bre seg like langt. Det er derfor viktig å ta hensyn til perioden lydenergien er integrert over når man sammenlikner ulike kilder med ulike størrelse og tid mellom avfyringer.

3.3.2 - Modellering av lydforplanting

For å kunne beregne lydnivået ved en gitt avstand fra kilden er det viktig å ha god nok kunnskap om parameterne som må inngå i en slik modell (Farcas *et al.* , 2016) som lydkilde, vanndyp, bunntopografi, egenskaper i bunn og vannkolonne (tettheten til bunnsedimentene, lydhastighet og demping). Ulike modeller kan gi ulike resultater, og det er ikke alltid at modellen stemmer med aktuelle målinger. Ainslie *et al.* , (2016) sammenlignet flere modelltyper og konkluderte med at de testede modellene hadde ganske godt samsvar med

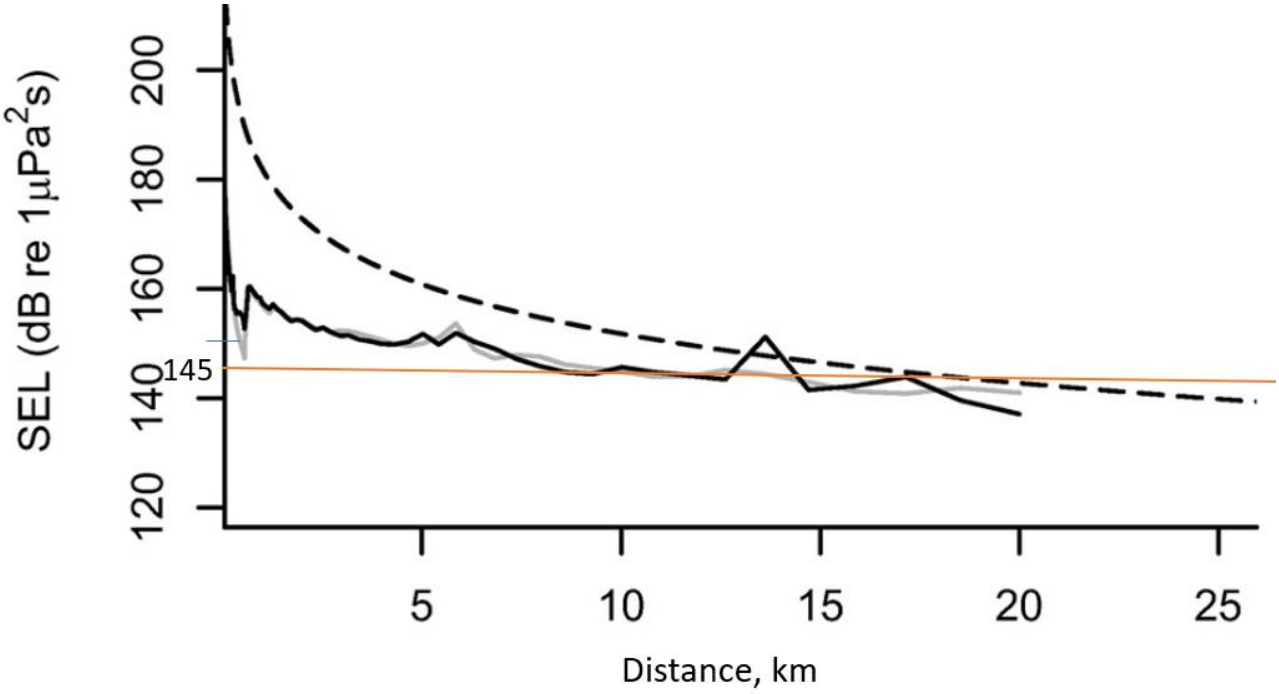
hverandre (innenfor 3 dB) opptil 100 Hz, mens forskjellene økte for høyere frekvenser. Det som hadde størst betydning for lyden i fjernfeltet, var hvordan kildesignaturen, det vil si beskrivelsen av lyden ut fra kilden, var implementert i modellen. Denne må gjerne simuleres først i en separat modell, for så å brukes som input i en lydpropagasjonsmodell (Ainslie *et al.*, 2016). Modeller for å beregne partikkelbevegelsen har også blitt sett på, og de viser at det er dårligere samsvar mellom ulike modeller for å beregne partikkelakselerasjon enn det er for lydtrykket. Dette er som forventet siden partikkelakselerasjonen modelleres ved å først modellere lydtrykket og deretter finne romlig gradient av dette. Det er størst usikkerhet rundt skarpe maksimum og minimum.

Det er også mulig å beregne partikkelakselerasjonen basert på målinger av lydtrykket for de fleste tilfeller, bortsett fra to områder der energien til partikkelakselerasjonen er høyere enn for lydtrykket (Dahl *et al.*, 2024). Det ene området er i nærfeltet til lydkilden i en avstand nærmere enn 1/5 av bølgelengden til frekvensen med mest energi. Dette er uansett et område med begrenset utstrekning der det også er utfordrende å gjøre målinger med hydrofoner, spesielt for lydkilder med høy lyd som seismikk, pæling og detonasjoner. Det andre området er nær vannoverflaten, i en avstand av 1/3 av bølgelengden til gjennomsnittsfrekvensen, men energien til både lydtrykket og partikkelakselerasjonen er lavere nær overflaten enn lenger unna overflaten.

Direktiviteten til kilden vil spille en rolle for lydutbredelsen. De fleste luftkanonarrays gir maksimal lyd nedover og mindre lyd horisontalt (Caldwell and Dragoset, 2000; Zhang *et al.*, 2023). Kildens utstrålingsmønster er også forskjellig på langs og på tvers av linjeretningen (Heaney and Campbell, 2019; Long, 2019; Zhang *et al.*, 2023). Dette kan påvirke resultatet og gi en lengre sikkerhetssone på tvers enn på langs i forhold til retningen på luftkanonarrayen. Lyden kan også være forskjellig ved ulike dyp, så en må vurdere hvilket dyp man skal forholde seg til, eller om man skal bruke maksimalt lydtrykk uavhengig av dyp.

For å øke sjansene for at modellen gir et riktig resultat, må først modellen verifiseres ved å teste den mot et forenklet og kjent tilfelle. Det kan gjøres ved å sammenligne med en såkalt “benchmark model” eller referansemodell (Chin-Bing *et al.*, 1993; Ainslie *et al.*, 2024). Deretter må modellen kalibreres for det aktuelle området og for lydkilden som skal modelleres. Kalibreringen gjøres ved å sammenligne modellen med målinger for aktuell lydkilde og område. Ved bruk av modeller og lydgrenser vil det bli nødvendig å måle lydnivået ved ulike avstander fra kilden og ulike dyp. Det finnes eksempler der flere km lange bunnkabler har blitt brukt til å studere hvordan akustiske signaler fra luftkanoner endrer seg med avstand (Zhang *et al.*, 2023) og det finnes eksempler på målinger med en stasjonær hydrofon som gjorde målinger imens seismikkfartøyet passerte. Disse målingene ble sammenlignet med modellerte resultat (Han *et al.*, 2023). Det finnes gode modeller for lydpropagasjon, det som kan være utfordrende er kjennskap til miljøparametere i området og målte lyd-data for kalibrering/verifisering av det modellerte lydnivået.

Det mangles god kunnskap om hvilke lydnivåer som utløser fluktresponser hos fisk, men kan i påvente av dette bruke kunnskap om hvilke lydnivå som *ikke* utløser slike responser som terskler på sikkerhetssone, dvs. en sone hvor det er usannsynlig at negativ påvirkning inntreffer. (Mcqueen *et al.*, 2022) viser at torsk som ble eksponert for lyd opptil 145 dB re 1 uPa ^{2} s ikke svømte vekk fra gyteområdet. Simuleringer av lydnivået fra kilden i Engås et al. (Handegard *et al.*, 2013) viser at dette kan tilsvare en avstand mellom ca. 8 – 18 km fra 5012 in ^{3} kilden (Figur 2). For mindre kilder og et annet område/miljø vil trolig avstanden bli noe annet. Dette eksempelet illustrerer at flere km fra kilden endrer ikke lyden seg så raskt med avstand lenger. En kan få store avstander som har omtrent samme lyd og det kan være utfordrende når en ønsker å vite ved hvilken avstand lyden er under ett gitt nivå.



Figur 2. Simuleringer av lydnivået fra kilden (5012 in^3) i (Engås et al., 1996)utført av (Handegard et al. , 2013)viser at et lydeksponeringsnivå på 145 dB re 1 µPa^{2}s (markert med oransje linje) kan inntreffe ved avstander mellom 8-18 km for denne kilden. Lydnivået nær kilden synker raskt, men ved flere km avstand synker lydnivået sakte med avstand. Dette kan være en utfordring viss man skal sette en lydgrense.

3.4 - Konsekvensvurderinger av effekter av seismikk på marine organismer

Som vist i kunnskapsgrunnlaget i kapitlene ovenfor, kan både fisk og sjøpattedyr påvirkes av seismikk, enten ved direkte skade av hørsel eller endret adferd. Hvor alvorlig påvirkningen er avhenger av hvor stor andel av en bestand eller populasjon som eksponeres, hvor lenge forstyrrelsen varer, og hvilken type adferd som forstyrres. Enkelte biologisk viktige aktiviteter finner sted kun spesifikke tider på året, og på spesifikke steder, som for eksempel gyting hos fisk og beiting hos bardehval. Dersom disse aktivitetene forstyrres, er risikoen for en negativ effekt på populasjonen størst. I dette kapittelet er derfor mulige konsekvenser for slike biologisk signifikante livsfunksjoner vurdert for fisk og sjøpattedyr.

Konsekvensutredningen er gjort med bakgrunn i hvilke situasjoner forstyrrelsen og skade fra seismikk potensielt kan medføre negativ påvirkning på bestands- eller populasjonsnivå.

3.4.1 - Zooplankton

Som beskrevet i kunnskapsgrunnlaget kan zooplankton påvirkes av seismikk, og de rapporterte negative virkningene kan ha konsekvenser for overlevelse og tilpasning. Effekter av seismikk på dyreplankton er artsspesifikk, og muligens avhengig av størrelse (Vereide *et al.*, 2023, 2024). Effekten på dødelighet er liten, men forsinkede effekter kan opptre, og upubliserte resultater viser at seismikk kan muligens påvirke tetthet i planktonbiomasse. Det vanskelig å avgjøre med dagens kunnskap om seismikk kan føre til effekter på populasjonsnivå hos dyreplankton.

3.4.2 - Fisk

Biologisk viktige livsfunksjoner for fisk er beiting og reproduksjon (gyting). Konsekvenser for å forstyrre disse er gjennomgått i avsnittene under.

3.4.2.1 - Konsekvenser av direkteskade

Basert på resultatene for hørselsskade på voksen fisk (se kap. 3.2.1) tyder dette på at fisk må være relativt nær en luftkanon for å bli skadet. Frittsvømmende fisk er mobile og kan flytte seg bort før lydkilden kommer så nært at lydnivået vil medføre hørselskade. Eventuell skade vil derfor sannsynligvis hovedsakelig forekomme på fisk som befinner seg i umiddelbar nærhet til luftkanoen ved oppstart, da disse ikke har blitt «advart» og svømt bort før lydtrykket overstiger terskel for skade. Dette vil imidlertid gjelde et så lite antall fisk at en effekt på bestandsnivå vil være svært lite sannsynlig. Direkte skade på voksen fisk anses derfor ikke som noe stort potensielt problem, og risikoen for populasjonseffekter på grunn av slike skader er minimal. Et mulig unntak kan være om fisken likevel blir i området. For eksempel, beitende sild ikke ble skremt vekk av en seismisk undersøkelse i nærheten (Peña *et al.* , 2013) . Det er også mulig at noen arter har en for stasjonær levemåte og dermed ikke vil forflytte seg fra området.

Ramp up er et virkemiddel for å redusere slik skade ved oppstart, men svært lite kunnskap foreligger om dette for fisk.

På bakgrunn av dette, har ikke Havforskningsinstituttet noen spesifikke råd for å begrense mulige fysiske skader på fisk ifm. seismikk.

3.4.2.2 - Konsekvenser for gyting og gytevandring

Suksessfull reproduksjon er helt essensielt for å opprettholde en bestand. For svært mange fiskearter foregår gyting ved at store deler av en bestand samles i store aggregeringer i samme område; slik at fisketettheten i dette området er mye større enn i de fleste andre perioder på året. En forstyrrelse i en slik aggregering vil derfor påvirke en større andel av bestanden enn utenom gytesesongen/gyteområdet.

Dersom fisk på gytefelt reagerer slik som beskrevet av (Engås *et al.* , 1996) , kan en forvente at torskefisk forflytter seg bort fra området den oppholder seg i, og at denne forflytningen kan være i størrelsesorden 20 nmi (37 km) fra kilden. En slik forflytning bort fra gyteområdet kan føre til nedsatt gyting og økt yngeldødelighet grunnet viktigheten av gyting i tid og rom; eggene gytes på et tidspunkt og i et område der de kan drive med havstrømmene og klekkes i et område med rik tilgang på mat. Gytingen foregår derfor på en tid slik at klekking av egg sammenfaller med for eksempel våroppblomstring. Når fisken er på selve gytefeltet eller er på vandring mot dette, kan derfor forflytninger i størrelsesorden 20 nmi fra kilden få betydning for selve gytingen eller for fordelingen av egg på gytefeltet. Hvis egg havner i et område som har endret strømningsmønster, kan det føre til forandret overlevelse av larver/yngle. Eventuelle påførte forflytninger vil sannsynligvis også ha større betydning når gytebestanden er lav og gytefeltet er begrenset til et mindre, men optimalt område, enn når gytebestanden er høy eller gyteområdet stort. Den direkte effekten av en forstyrret eller forflyttet gyting vil i praksis ikke være mulig å måle på larve-nivå ettersom en ikke har noe direkte sammenligningsgrunnlag, og fordi de naturlige variasjonene i tallrikhet fra år til år kan være store. De påviste kraftige unnvikelsene er undersøkt for hovedsakelig torsk og hyse, men det vil være rimelig å anta at lignende reaksjoner kan inntreffe hos andre torskefisk som for eksempel sei, øyepål, hvitting og lysing. Arter som er avhengige av et helt spesielt bunnsubstrat for å gyte, som sild og lodde, eller som har en helt spesifikk bunntilknytning, som tobis, anses også som særlig sårbare, da en mulig forflytning på 20 nmi kan føre dem bort fra dette spesifikke bunnhabitatet og dermed forhindre gyting.

Under fiskens vandring til gyteområdene kan også forstyrrelser fra kraftig lyd potensielt gi avvik i det normale vandringsmønsteret, som igjen kan gi opphav til betydelige forstyrrelser i vandringsrutene. For de artene som

har svært konsentrerte gytevandringer, det vil si der store deler av bestanden passerer små og smale områder like før de rekker gytefeltet, bør disse rutene skjermes for seismikk. Det gjelder hovedsakelig nordøstarktisk torsk (NEA-torsk), norsk vårgytende sild (NVG-sild) og lodde.

Havforskningsinstituttet fraråder på bakgrunn av dette seismikk i de konsentrerte delene av gyteområdene og gytevandringene for disse artene, samt i en buffersone rundt disse på 20 nmi. For borestedsundersøkelser som bruker mindre luftkanonoppsett er buffersonen satt til 5 nmi basert på lydtrykkmålinger fra typiske 3D kanonoppsett og BSU-liknende kanonoppsett presentert av (Malme *et al.* , 1986; Pearson *et al.* , 1987) i forhold til høre- og responsterskler (Popper *et al* . 2014) for bunnfisk. Det ble estimert at en typisk borestedsundersøkelse kunne utløse skremmeatferd på ca. en fjerdedel av avstanden som ved en 3D-undersøkelse (Dalen *et al.* , 2008) .

Disse grensene er basert på få undersøkelser, og det blir ikke tatt hensyn til at ulike luftkanonoppsett kan gi støy med ulik rekkevidde, og at lydpropagasjon varierer mellom områder, dyp og bunntype. En fullskala kilde i dag er ikke lenger den samme som i 1996. Nyere forskning på gytende torsk viser at i et gyteområde på kysten forflyttet torsken seg ikke vekk fra gyteområdet under eksponering til en nedskalert seismikk-kilde (McQueen *et al.* 2022). En kan derfor anta at nivåer lik eller lavere enn det torsken i dette studiet ble eksponert for (145 dB re 1 uPa^{2}s SEL integrert over 10 sekund) lite sannsynlig medfører storskala forflytning. Derfor anses det som akseptabelt at gyteområder kan eksponeres for lydnivåer opp til SEL≤145 dB re 1 uPa ^{2}s (integrert over 10 sekund). Som beskrevet over, og i kap. 3.3, vil avstanden fra seismikk-kilden til hvor dette nivået inntreffer være høyst variabelt, og må derfor modelleres for den spesifikke kilden og område den skal brukes.

Derfor er det åpnet for et alternativ hvor forutsetningen er at gytefelt ikke blir eksponert for lydnivåer som overstiger 145 dB re 1 uPa ^{2}s (SEL integrert over 10 sekund) eller eventuelt 152.8 dB re 1 uPa ^{2}s SEL integrert over 60 sekund, se vedlegg III (kap. 10) for detaljer og eksempel på hvordan beregningene kan gjøres. Dette kan benyttes av alle som ønsker det, men er trolig mest nyttig i tilfeller der man for eksempel ønsker å komme litt nærmere et gytefelt enn 20 nmi, og man vet at kilden man bruker ikke er veldig kraftig .

3.4.2.3 - Konsekvenser for fiskeegg, larver

Det er utført en verste-tilfelle-beregning av andelen larver i en bestand som kunne bli drept under en typisk seismisk 3D-undersøkelse som dekker et areal på 500 km². Det ble funnet ved et «worst case scenario» vil maksimalt 0,45 % av larvebestanden kunne bli drept av en undersøkelse. En har også beregnet en forventningsverdi som mer representerer det en i gjennomsnitt ville forvente ble drept i bestanden. Denne andelen er beregnet til om lag 0,3 ‰ av bestanden for hver 3D-undersøkelse. De daglige dødelighetsratene i løpet av undersøkelsen er beregnet til 0,18 ‰ per døgn i verste tilfelle og 0,012 ‰ per døgn i gjennomsnitt. Sett i relasjon til daglige naturlige dødelighetsrater på egg- og larvestadiet – 5–15 % per døgn, og senere 1–3 % per døgn fram til 0-gruppestadiet – er dette så lave dødelighetsrater at de kan regnes som ubetydelige i bestandssammenheng (Sætre and Ona, 1996)

Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i områder med høye konsentrasjoner av egg og larver.

3.4.2.4 - Konsekvenser for beiting

I beiteperioden er de fleste fiskebestander fordelt over et mye større område enn under gyting, og en forstyrrelse vil derfor sannsynligvis ramme en mindre andel av bestanden.

Selve beiteadferden kan også forstyrres når fisk utsettes for seismikk (Løkkeborg *et al* . 2012) eller annen menneskeskapt støy (Purser and Radford, 2011; Voellmy *et al.* , 2014) . Dette medfører at energiinntaket reduseres, samtidig som energibruken gjerne øker som følge av økt svømmeaktivitet. Det er derimot usikkert

hvor stor potensiell effekt dette kan ha på bestandsnivå, ettersom beitingen for, i motsetning til gyting, ofte foregår over svært store områder. En forflytning av beitende fisk på 20 nmi vil ikke nødvendigvis føre til nedsatt matinntak over lang tid eller for en så stor andel av bestanden at det vil gi konsekvenser på bestandsnivå. Vi kan anta at beitende fisk har større muligheter til å forflytte seg uten å miste beitemuligheter, derfor antas lokale forstyrrelser å ha mindre effekt. Store endringer i bakgrunnsstøy i store områder skal imidlertid unngås.

Havforskningsinstituttet fraråder derfor ikke seismikkaktivitet i beiteområder for fisk, men anbefaler at seismiske undersøkelser ikke skjer veldig nær hverandre i tid og rom, for å sikre at det finnes stillere områder å forflytte seg til for fiskene.

3.4.3 - Sjøpattedyr

3.4.3.1 - Konsekvenser ved hørselsskade

Sjøpattedyr kan risikere hørselstap dersom de befinner seg i relativ nærhet til luftkanonene, angitt i Tabell 1. Midlertidig terskelskifte er ofte brukt som et konservativt risikokriterium ved at det anbefales at dyrene ikke utsettes for nivåer som overstiger disse.

Risikoen for skade kan reduseres ved avbøtende tiltak som ramp-up eller soft-start, noe som innebærer en gradvis økning av lydnivået og gir dyr i nærheten av lydkilden mulighet for å svømme unna før nivået er høyt nok til å indusere skade (det forventes at sjøpattedyr unnviker lydkilder som nærmer seg nivåer for midlertidig terskelskifte). Modellstudier har vist at ramp-up reduserer risiko, men effekten avhenger av faktorer som dyrets responsterskel, samt lydkildens og dyrets hastighet (Von Benda-Beckmann *et al.* , 2014)). Effekten av ramp-up har også vært undersøkt eksperimentalt på knølhval for både sonar (Wensveen *et al.* , 2017) og seismikk (Dunlop *et al.* , 2016a) . Disse studiene konkluderer med at ramp-up resulterte i lavere SEL, men at risikoreduksjonen var begrenset. Imidlertid har knølhval forholdsvis høy responsterskel sammenlignet med andre arter (Sivle *at al.* 2015), så dette er derfor ikke helt uventet. Dersom man skilte ut den mest responsive delen av bestanden, nemlig hunndyr med kalv, hadde ramp-up god effekt (Wensveen *et al.* 2017). Det er dermed forventet at ramp up vil ha en betydelig risikoreduserende effekt, men at denne varierer mellom ulike arter.

I tillegg til ramp up er det i mange land påbudt med sjøpattedyrobservatører (MMO), se kap. 2. Det er blitt anbefalt av sjøpattedyrutvalget i Norge at en også innfører et slikt tiltak her (Bjørge *et al.* ,2021) . Havforskningsinstituttet stiller seg bak dette forslaget, og foreslår at det i første omgang må utarbeides et regulativ og opplæring av slike observatører tilpasset norske forhold.

Ramp up kan derfor virke som en relativt effektiv måte å redusere skade hos sjøpattedyr, da særlig sensitive arter, og Havforskningsinstituttet tilråder derfor bruk av ramp up som avbøtende tiltak for å skjerme sjøpattedyr mot hørselskade.

3.4.3.2 - Konsekvenser av endret vokalisering

Bardehvaler bruker lavfrekvent lyd til å kommunisere over store avstander. Seismiske pulser inneholder mye energi i det samme frekvensbåndet, og seismikk vil derfor kunne maskere slik kommunikasjon. Endret vokalisering som beskrevet i kapittel 3.2.2 kan ha betydelige økte metabolske kostnader (Holt *et al.* , 2015) . Alvorlighetsgraden av slike økte kostnader avhenger selvsagt av omfanget av den økte vokaliseringen, særlig dersom den sammenfaller med andre responser som kan øke den metabolske kostnaden ytterligere. Slike responser kan være økt overflateaktivitet eller dykkekostnader, eller responser som minker energinivået, som nedsatt beiteaktivitet. Det er derfor viktig å se på den samlede effekten responsen som helhet for å vurdere forstyrrelsens alvorlighetsgrad (Lusseau and Bejder, 2007) . Dette har vi i dag for lite kunnskap om til å bruke som basis for råd.

Grønlandshvalen, en av de største og desidert lengstlevende og saktevoksende dyrene som finnes. Denne ble i tidligere tider beskattet så kraftig at den nesten ble utryddet, og regnes i dag som truet.er en svært vokal hvalart. Denne er svært vokal, og (Ahonen *et al.* , 2017) rapporterer om deteksjon av syngende grønlandshval i Framstredet daglig mellom oktober og april. Populasjonen er beskyttet fra menneskelig aktivitet store deler av året grunnet isdekket gjør området ufremkommelig for skipsfart. Imidlertid er det forventet at isdekket gradvis vil minke grunnet global oppvarming, og at disse områdene blir mer attraktive for både oljeleting, turisme og annen skipsfart, noe som kan forstyrre den viktige vokaliseringen til grønlandshvalen (Ahonen *et al* . 2017).

Basert på overnevnte argumenter anbefaler Havforskningsinstituttet at dersom det gjennomføres seismiske undersøkelser i områder hvor grønlandshval kan påtreffes, bør det brukes dedikerte observatører slik at en unngår å skyte seismikk så lenge arten er i nærheten.

3.4.3.3 - Konsekvenser av beiteforstyrrelser

Studier på sel til eksponering til seismikk og pæling tyder på at slike kraftige impulsive lyder fører til at selene unngår de eksponerte områdene, og avbryter beiteaktivitet, men at effekten er kortvarig. Da sel beiter over store områder, og beiter gjennom hele året, er det lite sannsynlig at en kortvarig beiteforstyrrelse vil gi noen populasjonseffekt. Områder med høye konsentrasjoner, som hårfellings- og kasteområder, overlapper ikke med områder hvor det er seismikkaktivitet for de vanligste arter i norske farvann; steinkobbe, klappmyss, havert og grønlandssel, og derfor er det lite sannsynlig at seismikkaktivitet vil ha en betydelig adferdsforstyrrelse hos sel.

Barentshavet er et viktig beiteområde for mange arter av hval, særlig på sommerstid, da mange bardehvaler kommer hit for å beite på de rike forekomstene av zooplankton og fisk. Det er særlig vågehval, knølhval og finnhval som er de mest tallrike (Bjørge et al. 2010, Øien, 2009). Disse kommer til Barentshavet om sommeren primært for å beite og har ofte migrert over lange distanser for å komme hit. En bardehval på rundt 40 tonn (tilsvarende en liten finnhval) må spise 600–1600 kg daglig for å få dekket energibehovet sitt (Bjørge et al. 2010). Bardehvalene er derfor helt avhengige av å være i områder med høye tettheter av byttedyr for å dekke energibehovet sitt.

Bardehvaler er såkalt «capital breeder», hvilket betyr at de bruker lagret energi for reproduksjon og overlevelse. Dette gjør dem i stand til å vandre lange distanser mellom reproduksjon og fødsel i tropiske strøk, og beiting i arktiske farvann. En bardehval på rundt 40 tonn (tilsvarende en liten finnhval) må spise 600–1600 kg daglig for å få dekket energibehovet sitt (Bjørge et al. 2010). Bardehvalene er derfor helt avhengige av å være i områder med høye tettheter av byttedyr for å dekke energibehovet sitt. Særlig hunndyr er avhengig av enorme energilagre for å være i stand å være gravid, samt å produsere melk til kalven som dier i 6-12 mnd. etter fødselen, og i tillegg kunne vandre over store avstander sammen med kalven til beiteområdet. Dette ekstreme energibehovet (faste under vandring og med diende kalv), medfører at kun store hunner har kapasitet til å føde og oppfostre kalver. Mindre tilgang på mat kan redusere sannsynligheten for suksessfull reproduksjon (Lockyer *et al.* , 1981) og lavere energireserver kan gi kalver med dårligere kondisjon (Christiansen *et al.* , 2014) . Finnhval, knølhval og vågehval er de mest tallrike artene av bardehval i norske farvann, og finnes hovedsakelig i Barentshavet om sommeren og høsten. Mesteparten av tiden disse tilbringer her, brukes til å beite eller vandre mellom klynger av byttedyr (Lydersen *et al.* , 2020) . For slike arter som kun beiter intensivt i en sesong og er avhengige av tette konsentrasjoner av byttedyr kan slike reaksjoner være alvorlige og selv korte forstyrrelser føre til signifikant tap i energiinntaket (Goldbogen *et al* . 2013). (Farmer *et al.* , 2018) viser at avbrutt beiting over tid, for eksempel i et område med mye menneskelig aktivitet som seismikk og oljeutvinning, på sikt vil føre til reduserte fettreserver, da disse må brukes når beiting opphører. Dersom dette skjer over tid, vil reservenene etter hvert bli stadig mindre, noe som resulterer i nedsatt evne til vellykket reproduksjon. Særlig er hunner som skal produsere melk, og kalver med lave fettreserver er utsatt. På sikt vil slike reduksjoner også kunne gi

konsekvenser på populasjonsnivå da det går utover evnen til reproduksjon og reduserer sannsynligheten for at kalvene lever opp.

Det finnes få studier av hvordan seismikk påvirker beiteaktiviteten hos sjøpattedyr, men for militære sonarer er det dokumentert avbrutt eller nedsatt beiteaktivitet for mange arter i norske farvann – både knølhval (Sivle *et al*. 2016), blåhval (Goldbogen *et al*. 2013), nebbhval (Miller *et al.*, 2015), spermhval (Isojunno *et al.*, 2016) og spekkhogger (Miller *et al.* 2012). Individer i beitemodus har høy sannsynlighet for å reagere, og som oftest gjør de det ved å avbryte beiteaktiviteten og svømme unna kilden (Goldbogen *et al*. 2013; Harris *et al*. 2015).

I mangel på kunnskap om hvordan seismikk påvirker beiteadferd hos sjøpattedyr, kan man anta at seismikk medfører de samme reaksjoner som vist for sonar. Særlig for arter som kun beiter intensivt i en sesong og er avhengige av tette konsentrasjoner av byttedyr kan slike reaksjoner være alvorlige.

Vågehval er en av de vanligste artene av sjøpattedyr i Norge, og har vist særdeles kraftige adferdsresponser til både sonar (1-3 kHz) (Sivle *et al*. 2015; Kvadsheim *et al*. 2017) og ADD (15 kHz) (Boisseau *et al*. 2021) i form av å svømme i rett linje bort fra lydkilden i høy hastighet, samt å endre dykkmønster. Boisseau *et al.* (2021) viser at en 15 minutters forstyrrelse kan forstyrre beiteadferd i opptil 45 minutter, og medføre et tap på rundt 5% av daglig matinntak. Dersom forstyrrelsen og responsen er langvarig/hyppig, vil dette over tid kunne medføre tapte energireserver som trenger til vandring og oppfostring av kalver. Studer av nebbhval i områdene rundt Jan Mayen viser at disse reagerer særdeles kraftig på pulset lyd fra militær sonar ved å forlate området i opptil flere dager, avbryte all beiteaktivitet (Miller *et al*. 2015; Sivle *et al*. 2015, Wensveen *et al.* 2019). Nebbhvalen har også en lav reproduksjonsrate (Feyrer et al. 2020), og kan antas å være mer responsiv i et relativt uberørt område som Jan Mayen (Wensveen *et al.* 2019). Nebbhval i områdene rundt Jan Mayen regnes derfor som særlig sårbar og bør beskyttes for seismikkaktivitet.

Basert på dette, fraråder Havforskningsinstituttet seismikkaktivitet i områder og perioder hvor det er høye tettheter av beitende bardehval, samt i viktige beiteområder for nebbhval rundt Jan Mayen.

3.4.4 - Konsekvensvurdering for særlig sårbare arter

Grønlandshval og narhval, er to arktiske arter som er listet som stekt truet. Disse bør forstyrres minst mulig da konsekvensene av forstyrrelser av enkeltindivider har større sjanse for å gi populasjonseffekter når populasjonen er svært liten. Disse er imidlertid spredt over et stort området, og siden de er sjelden er høy tetthet vanskelig å predikere og kartfeste. Fraråding i hele området hvor de kan påtreffes året rundt vil hindre f.eks. viktige forskningstokt. Derfor anbefaler Havforskningsinstituttet at det brukes en dedikert observatør til å holde utkikk etter grønlandshval i denne artens oppholdsområder, og sikre at det ikke befinner seg grønlandshval i en sone i nærheten til seismikkfartøyet. Denne sonen settes til 1000 m rundt fartøyet.

F.eks. i Canada, er det argumentert at adferdsmessige og skadeeffekter kan inntreffe ved lydnivåer over henholdsvis 160 og 180 dB re 1 µPa. Ved å beregne lydtap kan man beregne ved hvilke avstander disse nivåene inntreffer. Imidlertid er jo dette svært varierende med bunntype, dyp, oseanografiske forhold og ikke minst kildestørrelse (se også kap. 3.3). I tillegg er det variasjon mellom arter ved hvilke nivåer både skade og adferdsreaksjoner inntreffer. Imidlertid må sonene være slik at det er praktisk gjennomførbart; mange ulike soner for ulike arter kan bli vanskelig for en person å ha kontroll på, og avstanden må relativt lett kunne bedømmes, samt ikke større enn at dyret relativt lett kan observeres i de fleste værforhold. For en veldig stor kilde (8600 in^3) viser generelle beregninger at et nivå på 180 dB inntreffer ca. 950 m fra kilden, mens en liten kilde på 250 in^3 vil gi en sone på 50 m (Environment Australia, 2001). For grønlandshval, som dette er aktuelt for i Norge, er det ønskelig å forhindre både skade og endret adferd. På bakgrunn av dette anbefaler Havforskningsinstituttet å bruke en sone på 1000 m rundt luftkanonen. Dersom det observeres en

grønlandshval nærmere enn dette, bør seismikken stanse, avventes i 30 min før den kan starte igjen med ramp up dersom hvalen ikke er i denne sonen. Områdene hvor det anbefales å bruke en slik dedikert observatør er kartfestet og vist i Vedlegg I.

3.5 - Råd for seismiske undersøkelser i norske farvann

Basert på eksisterende kunnskapsgrunnlag og vurdering av konsekvenser for økosystemer og populasjoner gir Havforskningsinstituttet følgende råd for undersøkelser ved bruk av seismikk:

- Havforskningsinstituttet fraråder seismiske undersøkelser i viktige gytefelt for enkelte fiskebestander i fra gytingen starter frem til etter toppgyting er ferdig, samt konsentrerte gytevandringsruter i perioder for slik innvandring. Hvilke bestander som inkluderes baseres på ulike kriterier som viktigheten av bestanden og risiko for at påvirkningen fører til populasjonseffekter. Vurderingen er beskrevet i detalj i Vedlegg I (delkapittel 8.1).
- Havforskningsinstituttet fraråder seismikk i en buffersone rundt gyteområdet og gytevandringsområdet på 20 nmi for ordinære undersøkelser og 5 nmi for borestedsundersøkelser. Alternativt må det dokumenteres at lydnivået ikke overstiger 145 dB re 1µPa ^{2}s SEL integrert over 10 sekund i gyte/gytevandrings området, og prosedyren som beskrevet i Vedlegg III, kapittel 10, følges
- Havforskningsinstituttet fraråder seismiske undersøkelser i områder og perioder hvor intensivt beite for bardehval og nebbhval forekommer.
- Kart for gyte-, gytevandrings- og beiteområder er slått sammen til rådgivningskart for 2 ukers bolker gjennom året. Rådgivningskart for 2025, samt beskrivelse av kartlag og hvordan disse kan lastes ned finnes i Vedlegg I. Disse inngår også i meldesystemet til Sokkeldirektoratet.
- Havforskningsinstituttet fraråder seismiske undersøkelser i områder med høy tetthet av grønlandshval og råder til at det brukes en dedikert observatør ved seismiske undersøkelser i områder hvor denne kan påtreffes. Dersom en grønlandshval påtreffes innen en radius på 1000 m tilråder Havforskningsinstituttet at seismikkskyting avventes i 30 minutter så lenge dyret ikke lenger er nærmere enn 1000 m unna, og at ramp up brukes når seismikk starter opp igjen. Kart over områdene hvor dette er anbefalt finnes i Vedlegg I.

3.6 - Referanser

Abma, R., and Ross, A. 2015. Practical Aspects of the Popcorn Source Method. OnePetro. https://dx.doi.org/ (Accessed 25 September 2024).

Ahonen, H., Stafford, K. M., De Steur, L., Lydersen, C., Wiig, Ø., and Kovacs, K. M. 2017. The underwater soundscape in western Fram Strait: Breeding ground of Spitsbergen's endangered bowhead whales. Marine Pollution Bulletin, 123: 97–112.

Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., Dekeling, R., Laws, R. M., Duncan, A. J., Frankel, A. S., Heaney, K. D., *et al.* 2016. Verification of airgun sound field models for environmental impact assessment. *In* Proceedings of Meetings on Acoustics. AIP Publishing.

Ainslie, M. A., Laws, R. M., Smith, M. J., and MacGillivray, A. O. 2024. Source and propagation modelling scenarios for environmental impact assessment: Model verificationa). The Journal of the Acoustical Society of America, 156: 1489–1508.

Alfaro, R., Secker, S., Zamboni, E., Cozzens, A., Henderson, N., Jenkerson, M., Nechayuk, V., *et al.* 2023. Validation of an Alternative Seismic Source: The Integrated Projector Node Marine Vibrator Pilot Seismic Survey. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202310554 (Accessed 13 October 2023).

Barkaszi, M. J., and Kelly, C. J. 2024. Analysis of protected species observer data: Strengths, weaknesses, and application in the assessment of marine mammal responses to seismic surveys in the northern Gulf of Mexico 2002–2015. PLOS ONE, 19: e0300658.

Birin, I., and Maglić, L. 2020. Analysis of Seismic Methods Used for Subsea Hydrocarbon Exploration. Pomorski zbornik, 58: 77–89. Udruga za proučavanje i razvoj pomorstva.

Bjørge, A., Øien, N., Haug, T., Nilssen, K. T., and Biuw, M. 2021. FORSKERUTVALG OM SJØPATTEDYR 2020. Rapport fra havforskningen, 2021–42. https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=48677&46419160.

Blackwell, S. B., Nations, C. S., McDonald, T. L., Thode, A. M., Mathias, D., Kim, K. H., Greene Jr, C. R., *et al.* 2015. Effects of airgun sounds on bowhead whale calling rates: evidence for two behavioral thresholds. PloS one, 10: e0125720. Public Library of Science San Francisco, CA USA.

Borland, L. K., Heppell, S. A., Chapple, T. K., Raghukumar, K., and Henkel, S. K. 2023. Responses of Oregon Demersal Species to Seismic Survey Noise: Evaluating Behavior and Movement. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life: Principles and Practical Considerations, pp. 1–9. Ed. by A. N. Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, and F. Thomsen. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_18-1.

Čada, G., Loar, J., Garrison, L., Fisher, R., and Neitzel, D. 2006. Efforts to Reduce Mortality to Hydroelectric Turbine-Passed Fish: Locating and Quantifying Damaging Shear Stresses. Environmental Management, 37: 898–906.

Caldwell, J., and Dragoset, W. 2000. A brief overview of seismic air-gun arrays. The Leading Edge, 19: 898–902.

Carroll, A. G., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., and Bruce, B. 2017. A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. Marine Pollution Bulletin, 114: 9–24. Elsevier Ltd.

Castellote, M., Clark, C. W., and Lammers, M. O. 2012. Acoustic and behavioural changes by fin whales (Balaenoptera physalus) in response to shipping and airgun noise. Biological Conservation, 147: 115–122.

Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C., and Rosenbaum, H. 2014. Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. PLoS ONE, 9: e86464.

Chin-Bing, S. A., King, D. B., Davis, J. A., and Evans, R. B. 1993. PE Workshop II. Proceedings of the Second Parabolic Equation Workshop.

Christiansen, F., Víkingsson, G. A., Rasmussen, M. H., and Lusseau, D. 2014. Female body condition affects foetal growth in a capital breeding mysticete. Functional Ecology, 28: 579–588.

CJ, C., and Hawkins, A. 1969. The importance of sound in fish behaviour in relation to capture by trawls. XF2006109016, 62.

Clark, C. W., and Gagnon, G. 2006. Considering the temporal and spatial scales of noise exposures from seismic surveys on baleen whales. IWC/SC/58 E, 9.

Dahl, P. H., Bonnel, J., and Dall'Osto, D. R. 2024. On the equivalence of scalar-pressure and vector-based acoustic dosage measures as derived from time-limited signal waveformsa). The Journal of the Acoustical Society of America, 155: 3291–3301.

Dalen, J., Ona, E., Soldal, A. V., and Sætre, R. 1996. SEISMISKE UNDERSØKELSER TIL HAVS: EN VURDERING AV KONSEKVENSER FOR FISK OG FISKERIER. Fisken og Havet.

Dalen, J., Hovem, J. M., Karlsen, H. E., Kvadsheim, P. H., Løkkeborg, S., and Skiftesvik, A. B. 2008. Kunnskapsstatus og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr. Rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens Forurensingstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe, ISBN 82-7257-661-9. Bergen.

Davidsen, J. G., Dong, H., Linné, M., Andersson, M. H., Piper, A., Prystay, T. S., Hvam, E. B., *et al.* 2019. Effects of sound exposure from a seismic airgun on heart rate, acceleration and depth use in free-swimming Atlantic cod and saithe. Conservation Physiology, 7. Oxford University Press.

De Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J., and Heubel, K. U. 2018. Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. Environmental Pollution, 237: 814–823. Elsevier.

Dellinger, J., Ross, A., Meaux, D., Brenders, A., Gesoff, G., Etgen, J., Naranjo, J., *et al.* 2016. Wolfspar, an FWI-friendly ultralow-frequency marine seismic source. OnePetro. https://dx.doi.org/ (Accessed 26 September 2024).

Dhelie, P. E., Danielsen, V., Lie, J., Branston, M., Campbell, R., and Ford, R. 2018. Improving Seismic Data By Using Smaller More Compact Seismic Air-Gun Sources.

Di Iorio, L., and Clark, C. W. 2010. Exposure to seismic survey alters blue whale acoustic communication. Biology letters, 6: 51–54. The Royal Society.

Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., *et al.* 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. Science, 371. American Association for the Advancement of Science.

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Paton, D., and Cato, D. H. 2015. The behavioural response of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to a 20 cubic inch air gun. Aquatic Mammals, 41: 412–433. European Association for Aquatic Mammals.

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., and Cato, D. H. 2016a. Response of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to ramp-up of a small experimental air gun array. Marine pollution bulletin, 103: 72–83. Elsevier.

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., and Cato, D. H. 2016b. Response of humpback whales (Megaptera novaeangliae) to ramp-up of a small experimental air gun array. Marine Pollution Bulletin, 103: 72–83. Elsevier Ltd.

Dunlop, R. A., Noad, M. J., McCauley, R. D., Kniest, E., Slade, R., Paton, D., and Cato, D. H. 2018. A behavioural dose-response model for migrating humpback whales and seismic air gun noise. Marine Pollution Bulletin, 133: 506–516. Elsevier Ltd.

Dunlop, R. A., McCauley, R. D., and Noad, M. J. 2020. Ships and air guns reduce social interactions in humpback whales at greater ranges than other behavioral impacts. Marine Pollution Bulletin, 154. Elsevier Ltd.

Dunlop, R. A., Braithwaite, J., Mortensen, L. O., and Harris, C. M. 2021. Assessing Population-Level Effects of Anthropogenic Disturbance on a Marine Mammal Population. Frontiers in Marine Science, 8. Frontiers Media S.A.

Elboth, T., Evensen, A., Laws, R., and JafarGandomi, A. 2024. The First Broadband Marine 3D Vibrator Survey. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202410514 (Accessed 16 August 2024).

Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., and Vold Soldal, A. 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus). Can. J. Fish. Aquatic Sci, 53: 2238–2249.

English, J. M., Inkpen, S. T., and Guigne, J. Y. 1991. A New High-Frequency, Broadband Seismic Source. Huston, Texas.

Farcas, A., Thompson, P. M., and Merchant, N. D. 2016. Underwater noise modelling for environmental impact assessment. Environmental Impact Assessment Review, 57: 114–122. Elsevier.

Farmer, N. A., Baker, K., Zeddies, D. G., Denes, S. L., Noren, D. P., Garrison, L. P., Machernis, A., *et al.* 2018. Population consequences of disturbance by offshore oil and gas activity for endangered sperm whales (Physeter macrocephalus). Biological Conservation, 227: 189–204.

Feltham, A., Girard, M., Jenkerson, M., Nechayuk, V., Griswold, S., Henderson, N., and Johnson, G. 2018. The Marine Vibrator Joint Industry Project: four years on. Exploration Geophysics, 49: 675–687. Taylor & Francis.

Fewtrell, J. L., and McCauley, R. D. 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. Marine Pollution Bulletin, 64: 984–993.

Fields, D. M., Handegard, N. O., Dalen, J., Eichner, C., Malde, K., Karlsen, Ø., Skiftesvik, A. B., *et al.* 2019. Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod Calanus finmarchicus. ICES Journal of Marine Science, 76: 2033–2044.

Gerez, D., Supawala, M., Hanssen, P., Laws, R., and Amar, S. 2020. A Practical Marine-Vibrator System Optimized for Geophysical Applications.

Gisiner, R. C. 2016. Seismic-Surveys.pdf. Acoustics Today, 12: 8.

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Carlson, T. J., Woodley, C. M., and Popper, A. N. 2012a. Assessment of Barotrauma Injury and Cumulative Sound Exposure Level in Salmon After Exposure to Impulsive Sound. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 235–237. Ed. by A. N. Popper and A. Hawkins. Springer New York, New York, NY. http://link.springer.com/10.1007/978-1-4419-7311-5_52 (Accessed 24 September 2024).

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Carlson, T. J., Woodley, C. M., and Popper, A. N. 2012b. Assessment of Barotrauma Injury and Cumulative Sound Exposure Level in Salmon After Exposure to Impulsive Sound. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 235–237. Ed. by A. N. Popper and A. Hawkins. Springer New York, New York, NY. http://link.springer.com/10.1007/978-1-4419-7311-5_52 (Accessed 26 September 2024).

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Woodley, C. M., Carlson, T. J., and Popper, A. N. 2012c. Threshold for Onset of Injury in Chinook Salmon from Exposure to Impulsive Pile Driving Sounds. PLoS ONE, 7: e38968.

Halvorsen, M. B., Zeddies, D. G., Chicoine, D., and Popper, A. N. 2013. Effects of low-frequency naval sonar exposure on three species of fish. The Journal of the Acoustical Society of America, 134: EL205–EL210.

Han, D.-G., Kim, S., Landrø, M., Son, W., Lee, D. H., Yoon, Y. G., Choi, J. W., *et al.* 2023. Seismic airgun sound propagation in shallow water of the East Siberian shelf and its prediction with the measured source signature. Frontiers in Marine Science, 10. Frontiers. https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2023.956323/full (Accessed 30 September 2024).

Handegard, N. O., Tronstad, T. V., and Hovem, J. M. 2013. Evaluating the effect of seismic surveys on fish - the efficacy of different exposure metrics to explain disturbance. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 70: 1271–1277.

Hanssen, P. 2024. Introduction to Marine Vibrators. *In* pp. 1–4. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.2024101857 (Accessed 16 August 2024).

Harris, C. M., Sadykova, D., DeRuiter, S. L., Tyack, P. L., Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., *et al.* 2015. Dose response severity functions for acoustic disturbance in cetaceans using recurrent event survival analysis. Ecosphere, 6: 1–14.

Harris, R. E., Miller, G. W., and Richardson, W. J. 2001. Seal responses to airgun sounds during summer seismic surveys in the Alaskan Beaufort Sea. Marine Mammal Science, 17: 795–812. Wiley Online Library.

Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O. A., Østensen, Ø., *et al.* 2004. Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (Ammodytes marinus). *In* ICES Journal of Marine Science, pp. 1165–1173.

Heaney, K. D., and Campbell, R. L. 2019. Parabolic Equation Modeling of a Seismic Airgun Array. IEEE Journal of Oceanic Engineering, 44: 621–632.

Hegna, S., and Parkes, G. 2011. The Low Frequency Output of Marine Air-gun Arrays. OnePetro. https://dx.doi.org/ (Accessed 25 September 2024).

Hegna, S., Klüver, T., and Lima, J. 2018. Benefits of continuous source and receiver side wavefields. *In* SEG Technical Program Expanded Abstracts 2018, pp. 41–45. Society of Exploration Geophysicists, Anaheim, California. https://library.seg.org/doi/10.1190/segam2018-2995322.1 (Accessed 25 September 2024).

Hegna, S. 2021. Estimation of the acoustic wavefield generated by a seismic vessel from towed-streamer data. *In* First International Meeting for Applied Geoscience & Energy Expanded Abstracts, pp. 2011–2015. Society of Exploration Geophysicists. https://library.seg.org/doi/abs/10.1190/segam2021-3580679.1 (Accessed 26 September 2024).

Hegna, S. 2022. The Acoustic Wavefield Generated by a Vessel Sailing on Top of a Streamer Spread. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202210181 (Accessed 26 September 2024).

Heide-Jørgensen, M. P., Blackwell, S. B., Tervo, O. M., Samson, A. L., Garde, E., Hansen, R. G., Ngô, M. C., *et al.* 2021. Behavioral Response Study on Seismic Airgun and Vessel Exposures in Narwhals. Frontiers in Marine Science, 8. Frontiers Media S.A.

Hubert, J., Campbell, J. A., and Slabbekoorn, H. 2020. Effects of seismic airgun playbacks on swimming

patterns and behavioural states of Atlantic cod in a net pen. Marine Pollution Bulletin, 160: 111680.

Isojunno, S., Curé, C., Kvadsheim, P. H., Lam, F. A., Tyack, P. L., Wensveen, P. J., and Miller, P. J. O. 2016. Sperm whales reduce foraging effort during exposure to 1–2 kH z sonar and killer whale sounds. Ecological Applications, 26: 77–93.

Kastelein, R. A., Von Benda-Beckmann, A. M., Lam, F.-P. A., Jansen, E., and De Jong, C. A. F. 2019. Effect of a Bubble Screen on the Behavioral Responses of Captive Harbor Porpoises (Phocoena phocoena) Exposed to Airgun Sounds. Aquatic Mammals, 45: 706–716.

Kastelein, R. A., Helder-Hoek, L., Cornelisse, S. A., Von Benda-Beckmann, A. M., Lam, F.-P. A., De Jong, C. A. F., and Ketten, D. R. 2020. Lack of reproducibility of temporary hearing threshold shifts in a harbor porpoise after exposure to repeated airgun sounds. The Journal of the Acoustical Society of America, 148: 556–565.

Kavanagh, A. S., Nykänen, M., Hunt, W., Richardson, N., and Jessopp, M. J. 2019. Seismic surveys reduce cetacean sightings across a large marine ecosystem. Scientific Reports, 9: 19164.

Khodabandeloo, B., and Landrø, M. 2018. Acoustically induced cavity cloud generated by air-gun arrays — Comparing video recordings and acoustic data to modeling. The Journal of the Acoustical Society of America, 143: 3383–3393.

Kluesner, J., Brothers, D., Hart, P., Miller, N., and Hatcher, G. 2019. Practical approaches to maximizing the resolution of sparker seismic reflection data. Marine Geophysical Research, 40: 279–301.

Klüver, T., Hegna, S., and Lima, J. 2018. Processing of data with continuous source and receiver side wavefields: Real data examples. *In* SEG Technical Program Expanded Abstracts 2018, pp. 4045–4049. Society of Exploration Geophysicists, Anaheim, California. https://library.seg.org/doi/10.1190/segam2018-2995339.1 (Accessed 25 September 2024).

Klüver, T., and Høy, T. 2022. Efficient acquisition and imaging of high-resolution seismic data with the continuous wavefields method. *In* Second International Meeting for Applied Geoscience & Energy, pp. 36–40. Society of Exploration Geophysicists and American Association of Petroleum Geologists, Houston, Texas. https://library.seg.org/doi/10.1190/image2022-3751334.1 (Accessed 25 September 2024).

Kok, A. C. M., Bruil, L., Berges, B., Sakinan, S., Debusschere, E., Reubens, J., de Haan, D., *et al.* 2021. An echosounder view on the potential effects of impulsive noise pollution on pelagic fish around windfarms in the North Sea. Environmental Pollution, 290. Elsevier Ltd.

Kvadsheim, P. H. 2020. Effekter av støyforurensning på havmiljø – kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. FFI-Rapport, ISBN 978-82-464-3262-5, 20/01015. Forsvarets Forskningsinsitutt.

Landrø, M., and Amundsen, L. 2022. Improved Low Frequency Output from Seismic Air Guns by Firing at Shallow Depths? *In* pp. 1–4. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202242001 (Accessed 25 September 2024).

Langhammer, J., and Bennion, P. 2015. Triple-Source Simultaneous Shooting (TS3), A Future for Higher Density Seismic?

Laws, R. M., Halliday, D., Hopperstad, J.-F., Gerez, D., Supawala, M., Özbek, A., Murray, T., *et al.* 2019. Marine vibrators: the new phase of seismic exploration. Geophysical Prospecting, 67: 1443–1471. European Association of Geoscientists & Engineers.

Li, J., Liu, K., Zhang, L., Liu, C., Pei, Y., and Liu, B. 2024. On electro-acoustic characteristics of a marine broadband sparker for seismic exploration. Journal of Oceanology and Limnology, 42: 760–771.

Lockyer, C., FAO, R., FI, Mammals, A., (Norway, B., and Aug. 1981. Growth and energy budgets of large baleen whales from the southern hemisphere. XF2006134403 FAO Fisheries Series, 5: 379–487.

Løkkeborg, S. and Soldal. 1993. Løkkeborg & Soldal 1993. Influence seismics on cod behaviour and Catch rates ICES Symp. ICES Mar Sci Symp., 196: 62–67.

Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A., and Salthaug, A. 2012. Sounds from seismic air guns: Gear-and speciesspecific effects on catch rates and fish distribution. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69: 1278–1291.

Long, A., and Tenghamn, R. 2018. Marine Vibrator Concepts for Modern Seismic Challenges. ASEG Extended Abstracts, 2018: 1–4. CSIRO PUBLISHING.

Long, A. 2019. Air Gun Arrays: Setting the Scene for a New Era. Industry Insights. PGS. https://www.pgs.com/globalassets/technical-library/tech-lib-pdfs/industry_insights2019_04_air-gun-fundamentals.pdf (Accessed 27 September 2024).

Lusseau, D., and Bejder, L. 2007. The Long-term Consequences of Short-term Responses to Disturbance Experiences from Whalewatching Impact Assessment. International Journal of Comparative Psychology, 20. https://escholarship.org/uc/item/42m224qc (Accessed 24 September 2024).

Lydersen, C., Vacquié-Garcia, J., Heide-Jørgensen, M. P., Øien, N., Guinet, C., and Kovacs, K. M. 2020. Autumn movements of fin whales (Balaenoptera physalus) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. Scientific Reports, 10. Nature Research.

Madsen, P. T., Møhl, B., Nielsen, B. K., and Wahlberg, M. 2002. Male sperm whale behaviour during exposures to distant seismic survey pulses. Aquatic mammals, 28: 231–240.

Malme, C. I., Smith, P. W., and Miles, P. R. 1986. Study of the Effects of Offshore Geophysical Acoustic Survey Operations On Important Commersial Fisheries in California. Technical Report, Report No. 6125. BBN Laboratories Inc., Cambridge, Mass.

Matthews, M.-N. R., Ireland, D. S., Zeddies, D. G., Brune, R. H., and Pyć, C. D. 2021. A Modeling Comparison of the Potential Effects on Marine Mammals from Sounds Produced by Marine Vibroseis and Air Gun Seismic Sources. Journal of Marine Science and Engineering, 9: 12. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

McCauley, R. D., Fewtrell, J., and Popper, A. N. 2003. High intensity anthropogenic sound damages fish ears. The Journal of the Acoustical Society of America, 113: 638–642.

McCauley, R. D., Day, R. D., Swadling, K. M., Fitzgibbon, Q. P., Watson, R. A., and Semmens, J. M. 2017. Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. Nature Ecology & Evolution, 1: 0195.

Mcqueen, K., Meager, J. J., Nyqvist, D., Skjæraasen, J. E., Olsen, E. M., Karlsen, Ø., Kvadsheim, P. H., *et al.* 2022. Spawning Atlantic cod (Gadus morhua L.) exposed to noise from seismic airguns do not abandon their spawning site. ICES Journal of Marine Science, 79. Oxford University Press.

McQueen, K., Skjæraasen, J. E., Nyqvist, D., Olsen, E. M., Karlsen, Ø., Meager, J. J., Kvadsheim, P. H., *et al.*

2023. Behavioural responses of wild, spawning Atlantic cod (Gadus morhua L.) to seismic airgun exposure. ICES Journal of Marine Science, 80: 1052–1065.

McQueen, K., Sivle, L. D., Forland, T. N., Meager, J. J., Skjæraasen, J. E., Olsen, E. M., Karlsen, Ø., *et al.* 2024. Continuous sound from a marine vibrator causes behavioural responses of free-ranging, spawning Atlantic cod (Gadus morhua). Environmental Pollution, 344: 123322.

Meekan, M. G., Speed, C. W., Mccauley, R. D., Fisher, R., Birt, M. J., Currey-Randall, L. M., Semmens, J. M., *et al.* 2021. A large-scale experiment finds no evidence that a seismic survey impacts a demersal fish fauna. PNAS, 118. https://www.pnas.org.

Miller, I., and Cripps, E. 2013. Three dimensional marine seismic survey has no measurable effect on species richness or abundance of a coral reef associated fish community. Marine Pollution Bulletin, 77: 63–70.

Miller, P. 2012. The Severity of Behavioral Changes Observed During Experimental Exposures of Killer (Orcinus orca), Long-Finned Pilot (Globicephala melas), and Sperm (Physeter macrocephalus) Whales to Naval Sonar. Aquatic Mammals, 38: 362–401.

Miller, P. J. O., Johnson, M. P., Madsen, P. T., Biassoni, N., Quero, M., and Tyack, P. L. 2009. Using at-sea experiments to study the effects of airguns on the foraging behavior of sperm whales in the Gulf of Mexico. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 56: 1168–1181. Elsevier.

Miller, P. J. O., Kvadsheim, P. H., Lam, F. P. A., Tyack, P. L., Curé, C., DeRuiter, S. L., Kleivane, L., *et al.* 2015. First indications that northern bottlenose whales are sensitive to behavioural disturbance from anthropogenic noise. Royal Society Open Science, 2: 140484.

Miller, P. J. O., Isojunno, S., Siegal, E., Lam, F.-P. A., Kvadsheim, P. H., and Curé, C. 2022. Behavioral responses to predatory sounds predict sensitivity of cetaceans to anthropogenic noise within a soundscape of fear. Proceedings of the National Academy of Sciences, 119: e2114932119.

Morozov, A., and Shropshire, D. 2024. Low-Frequency Marine Vibrators. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202410312 (Accessed 16 August 2024).

Morozov, A. K., and Webb, D. C. 2022. Experimental Marine Vibrator With a Helmholtz Bubble Resonator in the Frequency Range 5–16 Hz. IEEE Journal of Oceanic Engineering, 47: 984–994.

Nasıf, A. 2024a. Optimal processing of single-channel sparker marine seismic data. Acta Geophysica. https://doi.org/10.1007/s11600-024-01403-6 (Accessed 16 August 2024).

Nasıf, A. 2024b. Processing and joint interpretation of multi-resolution marine seismic datasets. Journal of Applied Geophysics, 227: 105429.

Nedelec, S. L., Radford, A. N., Pearl, L., Nedelec, B., McCormick, M. I., Meekan, M. G., and Simpson, S. D. 2017. Motorboat noise impacts parental behaviour and offspring survival in a reef fish. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 284: 20170143. The Royal Society.

Nedelec, S. L., Radford, A. N., Gatenby, P., Davidson, I. K., Velasquez Jimenez, L., Travis, M., Chapman, K. E., *et al.* 2022. Limiting motorboat noise on coral reefs boosts fish reproductive success. Nature Communications, 13: 2822. Nature Publishing Group UK London.

Oscarsson-Nagel, M. D. C., Söllner, W., Trætten, Ø., Armstrong, B., Nams, D., and Yeatman, P. 2019. Marine

Vibrator Source: Modular System with Folded Oscillating Surface. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.201901131 (Accessed 26 September 2024).

Pace, F., Robinson, C., Lumsden, E. C., and Martin, B. 2021. Underwater Sound Sources Characterisation Study. Technical report by JASCO Applied Sciences for Fugro Netherlands Marine B.V., Document 02539. JASCO, Denmark. https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Vindenergi/underwater_sound_sources_characterisation_study-nordsoeen_2021.pdf (Accessed 25 September 2024).

Paxton, A. B., Taylor, J. C., Nowacek, D. P., Dale, J., Cole, E., Voss, C. M., and Peterson, C. H. 2017. Seismic survey noise disrupted fish use of a temperate reef. Marine Policy, 78: 68–73.

Pearson, W. H., Skalski, J. R., and Malme, C. I. 1987. Effects of Sounds from a Geophysical Survey Device on Fishing Success. OCS Study MMS-86-0032. Prepared by BBN Laboratories Inc, Cambridge, Mass.

Peña, H., Handegard, N. O., and Ona, E. 2013. Feeding herring schools do not react to seismic air gun surveys. ICES Journal of Marine Science, 70: 1174–1180.

Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., and Ferrero, E. A. 2010. In situ behavioural responses to boat noise exposure of Gobius cruentatus (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and Chromis chromis (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a Marine Protected Area. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 386: 125–132.

Pirotta, E., Harwood, J., Thompson, P. M., New, L., Cheney, B., Arso, M., Hammond, P. S., *et al.* 2015. Predicting the effects of human developments on individual dolphins to understand potential long-term population consequences. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 282. Royal Society of London.

Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P. A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E., and Mann, D. A. 2005. Effects of exposure to seismic airgun use on hearing of three fish species. The Journal of the Acoustical Society of America, 117: 3958–3971. Acoustical Society of America (ASA).

Popper, A. N., and Hastings, M. C. 2009. The effects of anthropogenic sources of sound on fishes. Journal of Fish Biology, 75: 455–489.

Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., Coombs, S., *et al.* 2014. Sound Exposure Guidelines. *In* pp. 33–51.

Popper, A. N., Gross, J. A., Carlson, T. J., Skalski, J., Young, J. V., Hawkins, A. D., and Zeddies, D. 2016. Effects of exposure to the sound from seismic airguns on pallid sturgeon and Paddlefish. PLoS ONE, 11. Public Library of Science.

Pramik, B., Bell, M. L., Grier, A., and Lindsay, A. 2015. Field testing the AquaVib: an Alternate Marine Seismic Source. OnePetro. https://dx.doi.org/ (Accessed 26 September 2024).

Prior, M. K., Ainslie, M. A., Halvorsen, M. B., Hartstra, I., Laws, R. M., MacGillivray, A., Müller, R., *et al.* 2021. Characterization of the acoustic output of single marine-seismic airguns and clusters: The Svein Vaage dataset. The Journal of the Acoustical Society of America, 150: 3675–3692. Acoustical Society of America (ASA).

Purser, J., and Radford, A. N. 2011. Acoustic Noise Induces Attention Shifts and Reduces Foraging

Performance in Three-Spined Sticklebacks (Gasterosteus aculeatus). PLoS ONE, 6: e17478.

Radford, A. N., Lèbre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S. L., and Simpson, S. D. 2016. Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. Global Change Biology, 22: 3349–3360.

Robertson, F., Koski, W., Thomas, T., Richardson, W., Würsig, B., and Trites, A. 2013. Seismic operations have variable effects on dive-cycle behavior of bowhead whales in the Beaufort Sea. Endangered Species Research, 21: 143–160. Inter-Research Science Center.

Robertson, F., Koski, W., and Trites, A. 2016. Behavioral responses affect distribution analyses of bowhead whales in the vicinity of seismic operations. Marine Ecology Progress Series, 549: 243–262.

Rogers, P., Debusschere, E., Haan, D. D., Martin, B., and Slabbekoorn, H. 2021. North Sea soundscapes from a fish perspective: Directional patterns in particle motion and masking potential from anthropogenic noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 150: 2174–2188.

Roy, D., Nichols, B., Fasano, J., Rekos, R., and Sutton, Z. 2023. Marine Vibrator Seismic Survey Pilot: Source Signature Comparisons and Operational Success. *In* pp. 1–5. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/papers/10.3997/2214-4609.202310620 (Accessed 13 October 2023).

Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., *et al.* 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology, 53: 1642–1652.

Sætre, R., and Ona, E. 1996. Seismiske undersøkelser og skader på fiskeegg og larver. En vurdering av mulige effekter på bestandsnivå. Institute of Marine Research, Bergen.

Sarnocińska, J., Teilmann, J., Balle, J. D., van Beest, F. M., Delefosse, M., and Tougaard, J. 2020. Harbor Porpoise (Phocoena phocoena) Reaction to a 3D Seismic Airgun Survey in the North Sea. Frontiers in Marine Science, 6. Frontiers Media S.A.

Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C. O., Chivers, D. P., McCormick, M. I., and Meekan, M. G. 2016. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. Nature Communications, 7: 10544.

Sivle, L. D., Kvadsheim, P. H., Curé, C., Isojunno, S., Wensveen, P. J., Lam, F. P. A., Visser, F., *et al.* 2015. Severity of expert-identified behavioural responses of humpback whale, minke whale, and northern bottlenose whale to naval sonar. Aquatic Mammals, 41: 469–502. European Association for Aquatic Mammals.

Sivle, L. D., Hansen, R., Karlsen, H. E., and Handegard, N. O. 2016. Mackerel behaviour and seismic signals-a pilot net pen study. www.imr.no.

Sivle, L. D., Forland, T. N., Hansen, R. R., Andersson, M., Linne, M., and Karlsen, H. E. 2017. Behavioural effects of seismic dose escalation exposure on captive mackerel (Scomber scombrus). Rapport fra havforskningen, ISBN 1893-4536, 34–2017. Bergen.

Sivle, L. D., McQueen, K., and Khodabandeloo, B. 2024. Survey report for testing a sparker sound source on cod behaviour (SpawnSeis Sparker). IMR Cruisereport, ISBN 1503-6294, 16 2024. Bergen. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/toktrapport-en-2024-16.

Skalski, john R., Pearson, W. H., Pearson, W. H., and Malme, C. I. 1992. Effects of Sounds from a Geophysical Survey Device on Catch-per-Unit-Effort in a Hook-and-Line Fishery for Rockfish (Sebastes spp.).

Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., and Popper, A. N. 2010. A noisy spring: The impact of globally rising underwater sound levels on fish. Trends in Ecology and Evolution, 25: 419–427.

Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., and Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. Fisheries Research, 67: 143–150. Elsevier.

Smith, M. E., and Monroe, J. D. 2016. Causes and Consequences of Sensory Hair Cell Damage and Recovery in Fishes. *In* Fish Hearing and Bioacoustics, pp. 393–417. Ed. by J. A. Sisneros. Springer International Publishing, Cham. https://link.springer.com/10.1007/978-3-319-21059-9_17 (Accessed 26 September 2024).

Southall, B. L., Nowacek, D. P., Bowles, A. E., Senigaglia, V., Bejder, L., and Tyack, P. L. 2021. Marine mammal noise exposure criteria: assessing the severity of marine mammal behavioral responses to human noise. Aquatic Mammals, 47: 421–464. Aquatic Mammals.

Southall, E. B. L., Finneran, J. J., Reichmuth, C., Nachtigall, P. E., Ketten, D. R., Bowles, A. E., Ellison, W. T., *et al.* 2019. Marine mammal noise exposure criteria: Updated scientific recommendations for residual hearing effects. Aquatic Mammals, 45: 125–232. European Association for Aquatic Mammals.

Stanley, J. A., Van Parijs, S. M., and Hatch, L. T. 2017. Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. Scientific Reports, 7: 14633.

Tashmukhambetov, A. M., Ioup, G. E., Ioup, J. W., Sidorovskaia, N. A., and Newcomb, J. J. 2008. Three-dimensional seismic array characterization study: Experiment and modeling. The Journal of the Acoustical Society of America, 123: 4094–4108.

Tervo, O. M., Blackwell, S. B., Ditlevsen, S., Conrad, A. S., Samson, A. L., Garde, E., Hansen, R. G., *et al.* 2021. Narwhals react to ship noise and airgun pulses embedded in background noise. Biology letters, 17: 20210220. The Royal Society.

Thode, A. M., Blackwell, S. B., Conrad, A. S., Kim, K. H., Marques, T., Thomas, L., Oedekoven, C. S., *et al.* 2020. Roaring and repetition: How bowhead whales adjust their call density and source level (Lombard effect) in the presence of natural and seismic airgun survey noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 147: 2061–2080.

Thompson, D., Sjøberg, M., Bryant, M. E., Lovell, P., and Bjørge, A. 1998. Behavioural and physiological responses of harbour (Phoca vitulina).Report to European Commission of BROMMAD project. MAS2 C, 7940098.

Thompson, P. M., Brookes, K. L., Graham, I. M., Barton, T. R., Needham, K., Bradbury, G., and Merchant, N. D. 2013. Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 280: 20132001. The Royal Society.

Tougaard, J., Wright, A. J., and Madsen, P. T. 2015. Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. Marine pollution bulletin, 90: 196–208. Elsevier.

Tougaard, J., Beedholm, K., and Madsen, P. T. 2022. Thresholds for noise induced hearing loss in harbor porpoises and phocid seals. The Journal of the Acoustical Society of America, 151: 4252–4263.

Tyack, P. L., and Thomas, L. 2019. Using dose–response functions to improve calculations of the impact of

anthropogenic noise. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29: 242–253.

van der Knaap, I., Reubens, J., Thomas, L., Ainslie, M. A., Winter, H. V., Hubert, J., Martin, B., *et al.* 2021. Effects of a seismic survey on movement of free-ranging Atlantic cod. Current Biology, 31: 1555-1562.e4. Cell Press.

Vereide, E., Khodabandeloo, B., and De Jong, K. 2024. The copepod Acartia sp. is more sensitive to a rapid pressure drop associated with seismic airguns than Calanus sp. Marine Ecology Progress Series, 730: 15–30.

Vereide, E. H., and Kühn, S. 2023. Effects of Anthropogenic Noise on Marine Zooplankton. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life: Principles and Practical Considerations, pp. 1–24. Ed. by A. N. Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, and F. Thomsen. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_63-1 (Accessed 30 September 2024).

Vereide, E. H., Mihaljevic, M., Browman, H. I., Fields, D. M., Agersted, M. D., Titelman, J., and De Jong, K. 2023. Effects of airgun discharges used in seismic surveys on development and mortality in nauplii of the copepod Acartia tonsa. Environmental Pollution, 327: 121469.

Vinje, V., Lie, J. E., Danielsen, V., Dhelle, P. E., Silliqi, R., Nilsen, C.-I., Hicks, E., *et al.* 2017. Shooting over the seismic spread. First Break, 35. https://www.earthdoc.org/content/journals/0.3997/1365-2397.35.6.89461 (Accessed 25 September 2024).

Voellmy, I. K., Purser, J., Flynn, D., Kennedy, P., Simpson, S. D., and Radford, A. N. 2014. Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. Animal Behaviour, 89: 191–198. Elsevier.

Von Benda-Beckmann, A. M., WENSVEEN, P. J., KVADSHEIM, P. H., LAM, F.-P. A., MILLER, P. J. O., TYACK, P. L., and AINSLIE, M. A. 2014. Modeling Effectiveness of Gradual Increases in Source Level to Mitigate Effects of Sonar on Marine Mammals. Conservation Biology, 28: 119–128. John Wiley & Sons, Ltd.

Waddell, E. E., and Širović, A. 2023. Effects of anthropogenic noise and natural soundscape on larval fish behavior in four estuarine species. The Journal of the Acoustical Society of America, 154: 863–873.

Wang, X., Qi, B., Zhao, Q., Wang, W., and Yu, K. 2019. Feasibility of sparker source in marine seismic exploration: data analysis and processing. Acta Geophysica, 67: 1413–1418.

Wardle, C. S., Carter, T. J., Urquhart, G. G., Johnstone, A. D. F., Ziolkowski, A. M., Hampson, G., and Mackie, D. 2001. Effects of seismic air guns on marine fish. Continental Shelf Research, 21: 1005–1027.

Wensveen, P. J., Kvadsheim, P. H., Lam, F.-P. A., von Benda-Beckmann, A. M., Sivle, L. D., Visser, F., Curé, C., *et al.* 2017. Lack of behavioural responses of humpback whales (Megaptera novaeangliae) indicate limited effectiveness of sonar mitigation. Journal of Experimental Biology, 220: 4150–4161. The Company of Biologists Ltd.

Williams, T. M., Blackwell, S. B., Tervo, O., Garde, E., Sinding, M. S., Richter, B., and Heide-Jørgensen, M. P. 2022. Physiological responses of narwhals to anthropogenic noise: A case study with seismic airguns and vessel traffic in the Arctic. Functional Ecology, 36: 2251–2266. Wiley Online Library.

Yang, Z., Wang, X., Hao, X., Qian, H., and Chen, X. 2022. Research on combined processing techniques of air gun and sparker source towed streamer seismic data. Marine Geophysical Research, 43: 18.

Zhang, D., Sun, Z., Zhang, X., Liu, H., Sun, Y., Cao, H., Geng, W., *et al.* 2023. Acoustic field characteristics of

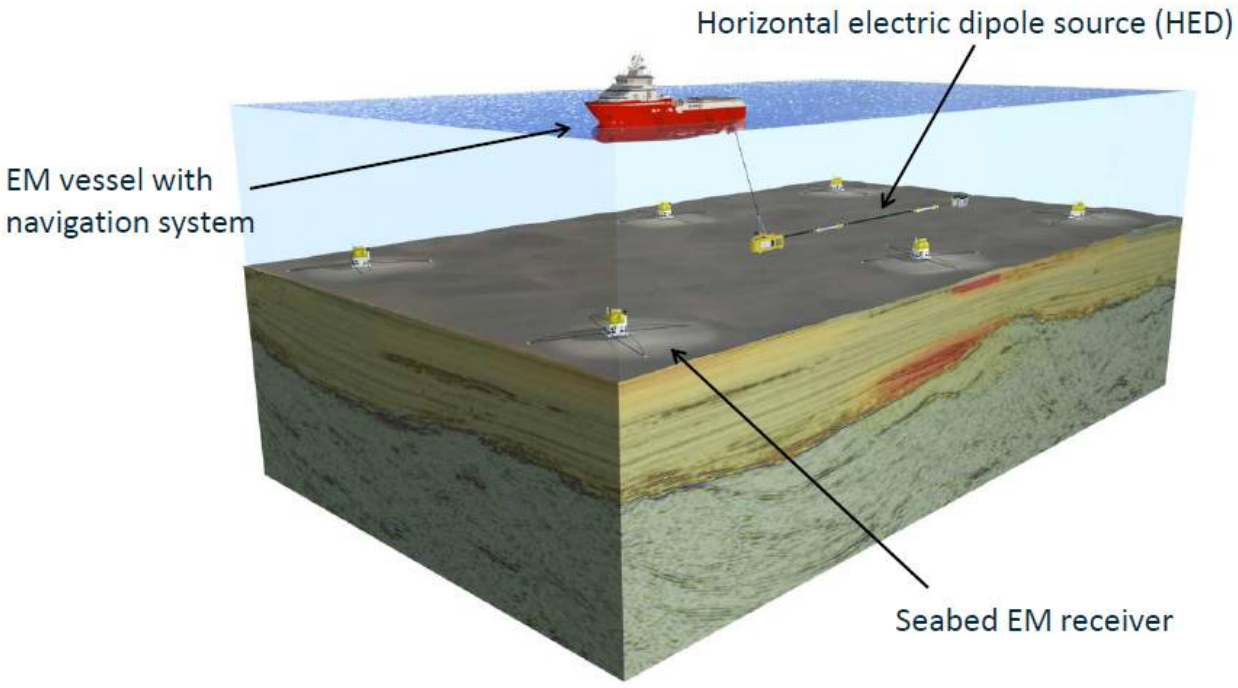
seismic surveys in the shallow water environment of the Bohai Sea. Geophysical Prospecting, 71: 614–623. European Association of Geoscientists & Engineers. https://www.earthdoc.org/content/journals/10.1111/1365-2478.13341 (Accessed 13 October 2023).

4 - Elektromagnetiske undersøkelser

4.1 - Hva er elektromagnetiske undersøkelser?

Elektromagnetiske undersøkelser (EMU) brukes, i likhet med seismiske undersøkelser, til å kartlegge petroleumsforekomster under havbunnen (Constable 2010) . En elektromagnetisk kilde taues vanligvis 25–100 m over bunnen (Figur 3) med en hastighet på noen få meter per sekund. Et rutenett av mottakere på havbunnen registrerer resistivitetsanomalier (avvik i den elektriske motstanden i havbunnen), som kan brukes til å finne petroleumsforekomster (Figur 3). Mottakere (av størrelse 1 m * 1 m * 0,15 m) er plassert på bunnen med en avstand på 0.5–3 km. Frekvensen til det elektromagnetiske feltet er 0,01–10 Hz (Buchanan et al. 2006; Holten et al. 2009; Jensen and Mittet 2018; Ofubu, Folorunso, and Chukwusa 2024) .

Det finnes også andre måter å gjøre det på, for eksempel kan både kilden og mottakerne taues etter fartøyet nærmere overflaten, men dette fungerer bare for dyp opptil 500 m. Den elektromagnetiske kilden er en elektrisk dipol som kan være 50 – 300 m lang og som vanligvis taues horisontalt, men i noen tilfeller blir den elektriske dipolen brukt vertikalt (Ofubu et al. 2024) . Vertikal kilde blir brukt i stasjonære undersøkelser der man står stille i samme område en stund (~1 time) om gangen og samler data med mottakere på havbunnen.



Figur 3. Konseptuell skisse av en typisk elektromagnetisk undersøkelse. Den elektromagnetiske kilden taues etter fartøyet, og et rutenett av mottakere er blitt forankret på havbunnen. Figur fra (Jensen and Mittet 2018) .

4.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv

Mange marine dyr bruker elektriske og magnetiske signaler for å navigere, kommunisere, finne mat og unngå predatorer, men det mangler studier av hvordan elektromagnetiske undersøkelser kan påvirke disse dyrene.

Det er imidlertid noen studier som har sett på hvordan organismer påvirkes av bestemte nivåer av enten elektriske eller magnetiske felt.

Effektene av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv avhenger sannsynligvis av både feltstyrken, varighet av eksponering og dyrenes evne til å detektere slike felt. Som for seismikk kan effekter i teorien være både i form av skader og dødelighet eller adferdsendringer (Grimsbø 2016) .

Maksimalverdier for magnetiske og elektriske feltstyrker generert under elektromagnetiske undersøkelser er større enn magnetiske og elektriske felt som finnes naturlig i havet. De har også langt høyere nivåer enn det som har vært påvist å forårsake atferdsmessige og subtile fysiologiske effekter hos marine dyr (Nyqvist et al. 2020) . Imidlertid dempes både elektriske og magnetiske felt raskt med avstand fra kilden. Dette medfører at høye nivåer kun finnes svært lokalt rundt kilden, og siden kilden som oftest konstant flyttes, blir stasjonære dyr eksponert bare i en kort periode.

4.2.1 - Naturlige elektriske og magnetisk felt og hvordan dyr bruker disse

Variasjon i magnetiske felt er vanlig i naturen, og jordklodens magnetfelt har en helling og en intensitet som begge varierer med geografisk plassering. Hellingen er 0° ved ekvator og 90° ved magnetpolene, mens intensiteten er rundt 60 000 nT ved polene, 40 000–50 000 nT ved midtbreddegrader og 30 000 nT ved ekvator. Dette resulterer i en gjennomsnittlig endring på 2–5 nT/km og 0,01°/km mellom ekvator og polene. Krystallstein og ikke-dipolkomponenter i jordens kjerne produserer også lokale anomalier og forårsaker gradienter på 10–100 nT/km (Kullnick 2000; Walker, Diebel, and Kirschvink 2003) . I tillegg endrer det naturlige magnetiske feltet seg over tid, og historisk har det forekommet flere pol-reverseringer. I dag endres den totale feltintensiteten med en hastighet på 0–100 nT/år, avhengig av geografisk plassering.

Magnetfeltene varierer også med solstråling, og solstormer produserer med jevne mellomrom betydelig variasjoner (Klinowska 1986) . I norske farvann varierer dette fra noen få til hundrevis av mindre solgenererte magnetiske forstyrrelser (135–158 nT) årlig, med varighet på 0,5–2 timer. Slike forstyrrelser er for øvrig hyppigere og sterkere på høye breddegrader. Mer omfattende solstormer, i størrelsesorden > 1000 nT, med varighet over flere dager, inntreffer også en sjelden gang (5–10 ganger per 11-års-solar-syklus, Magnar Gullikstad Johnsen, UiT, personlig korrespondanse).

Naturlige elektriske felt blir indusert når saltvann beveger seg i det naturlige magnetiske feltet, og varierer med feltstyrke og strømhastighet. For eksempel måler elektriske felt i den engelske kanalen vanligvis 5–500 nV/cm (kalmijn 1999) . Fra Atlanterhavet, Golfstrømmen og Nordsjøen er tilsvarende elektriske feltstyrker på 350–500 nV/cm (Buchanan et al. 2011) . Under magnetstormer kan induktive elektriske felt nå styrker på 100 000 nV/cm (kalmijn 1999) . På tilsvarende måte blir også elektriske felt indusert når dyr, som også leder elektrisitet, svømmer i jordens magnetfelt (kalmijn 1999) .

En annen kilde til naturlige elektriske felt er levende organismer som genererer elektriske felt som følge av deres fysiologiske livsprosesser. Egenskapene til det genererte elektriske feltet varierer med art, posisjon og aktivitet og ligger typisk fra 2–100 µV/cm på svært nær avstand < 0,5 m (Haine, Ridd, and Rowe 2001) . Noen fiskearter produserer også elektrisitet selv; for eksempel kan enkelte arter av skate produsere svake elektriske signaler for kommunikasjon, og elektriske rokker produserer relativt sterke elektriske felt som brukes under jakt (Bratton and Ayers 1987; Bray and Hixon 1978; Lowe, Bray, and Nelson 1994) .

Noen dyr, som bruker jordens magnetfelt for orientering, kalibrerer sitt interne kompass mot andre informasjons kilder (Cresci, Paris, et al. 2019; Goff, Salmon, and Lohmann 1998; Muheim, Moore, and Phillips 2006) , dersom slik kalibrering forekommer relativt sjelden vil forstyrrelser i løpet av denne kalibreringstiden vil være spesielt uheldig. Migrerende sangfugler (*Chatarus sp.*) kalibrerer for eksempel sitt magnetiske kompass ved

hjelp av solnedgangens retning eller tilhørende polariseringsmønster en gang om dagen (Cochran, Mouritsen, and Wikelski 2004) . Dyr kan også, som for eksempel tunfisk (*Thunnus maccoyii*), bruke magnetiske felt mer intensivt ved skumring og daggry, dette gir mindre forstyrrede «nattvinduer» for å få magnetisk informasjon med minimal påvirkning av naturlig magnetisk støy (Rodda 1984; Willis et al. 2009) . Marine dyr som bruker slike kalibreringsvinduer, kan ende opp med å bevege seg i feil retning i en hel dag og bruke verdifull energi og tid, hvis de blir utsatt for et forvrengt magnetfelt i løpet av kalibreringen (Ferrari 2014; Vanselow et al. 2018) . Dette vil forverre effekten av den elektromagnetiske forstyrrelsen utover eksponeringstidspunktet.

Noen marine dyr har utviklet særlige evner til å oppdage svake elektriske felt. Særlig kjent er bruskfisk (haier og skater), men også havmus, niøye, stjernetitterfisk, stør, maller og kvastfinnefisker er elektrofølsomme (Alves-Gomes 2001; Collin and Whitehead 2004; Walker 2001) . I tillegg har laks og ål vist eksperimentelle responser på svake elektriske felt, og det er indisier på at rødspette potensielt orienterer seg i forhold til elektriske felt som genereres av havstrømmer (Metcalfe, Holford, and Arnold 1993; Rommel and Mccleave 1973) . Elektriske signaler har et bredere bruksområde for marine dyr enn magnetiske signaler, spesielt blant bruskfisk. Mens magnetiske signaler hovedsakelig brukes til orientering og i sosiale interaksjoner, brukes elektriske signaler til å oppdage bytte samt for å unngå predasjon (Collin and Whitehead 2004) . Elektriske felt har derfor potensial til å forstyrre et bredere adferdsspekter enn magnetiske felt.

Terskelverdier for elektriske felt i forhold til deteksjon, adferdsendring eller fysiologiske effekter hos marine dyr varierer mye, men bruskfisk er klart mest følsomme.

4.2.2 - Effekter av elektromagnetiske felt på marint liv

Mange forskjellige organismer kan oppfatte, bruke og reagere på magnetiske felt, fra bakterier (Blakemore and Frankel 1981) og protister (Bazylinski et al. 2000) til insekter, krepsdyr, fisk, havskilpadder, fugler og pattedyr (Wiltschko and Wiltschko 2005) . Organismer kan oppfatte retning, intensitet og helling av det magnetiske feltet og kan bruke dette til å orientere seg eller navigere. Mange migrerende fisk orienterer seg ved hjelp av jordens magnetfelt.

Dyr som oppfatter og bruker naturlige endringer i elektriske og magnetiske felt, har også potensial for å bli påvirket av menneskeskapte endringer i disse, slik som under en elektromagnetisk undersøkelse.

Regnbueørret som i embryostadiet blir utsatt for et spesifikt magnetfelt, statisk eller varierende, vil tiltrekkes av tilsvarende magnetfeltet også på larvestadiet (Jakubowska et al. 2021) . A rter av ål og laks er mest undersøkt, men det er kjent at også tunfisk og larver av hyse, torsk og to korallfisker reagerer på endringer i magnetfelt (Bottesch et al. 2016; Cresci, Durif, et al. 2019; Cresci et al. 2020, 2024; Cresci, Paris, et al. 2019; Durif et al. 2013; Nishi, Kawamura, and Matsumoto 2004; O'Connor and Muheim 2017; Putman et al. 2013; Walker 1984; Walker et al. 2003) . Det er rapportert om sammenhenger mellom fangster av sild og nivå av geomagnetisk aktivitet. Silda migrerte fra grunne områder i Barentshavet til dypere vann i Norskehavet under større magnetiske stormer (Krylov et al. 2014) . En annen studie har vist at bruskfiskarten liten skate (*Leucoraja erinacea*) økte svømmehastigheten sin og bevegde seg over et større område når den ble utsatt for elektromagnetiske felt fra en undervannskabel (Hutchison et al. 2018) . Selv ved svært lave nivåer, 2–20 nT, ble amfipoder desorienterte (Tomanova and Vacha 2016) .

Det er sannsynlig at mange dyr kan tilpasse seg variasjoner i magnetfeltet, enten ved å midlertidig orientere seg på andre måter eller ved å stanse aktiviteten sin (Freake, Muheim, and Phillips 2006; Rodda 1984) . For eksempel er det blitt observert at ål som passerer et unaturlig magnetfelt grunnet en undervannskabel, endret svømmeretning, noe som resulterte i en mindre migrasjonsforsinkelse. Ålen fortsatte senere sin opprinnelige migrasjon (Öhman, Sigray, and Westerberg 2007) . Imidlertid kan selv små avvik i magnetfelt få fatale følger,

som hvalstrandinger som har blitt assosiert med små avvikelser av magnetfeltet, som sannsynligvis forvirret hvalens navigasjon (Kirschvink, Dizon, and Westphal 1986) . Påvirkninger av antropogent indusert magnetfeltet vil sannsynligvis også forekomme på bentiske krepsdyr, som reagerer på endringer av magnetfeltet i det geomagnetiske området og sterkere felt. Dette ble for eksempel rapportert hos en hummer art (*Panulirus argus)* (Boles and Lohmann 2003; Ernst and Lohmann 2016) , men man fant ingen effekt på Europeisk hummer (*Homarus gammarus)* (Taormina et al. 2020) . En annen studie med samme oppsett som H. gammarus studien viste at rognkjeks reagerte på det høyere magnetfeltet ved å redusere svømmehastigheten med 16 % (Durif et al. 2023) . Selv om denne effekten er liten, viser den at denne arten er følsom for magnetfeltet. Rød steinkrabbe (Cancer productus) viste ikke reaksjon på og unngikk heller ikke elektromagnetiske feltintensiteter på opptil 1,2 µT produsert av undersjøiske strømkabler (Williams et al. 2023) . Magnetiske felt påvirket heller ikke adferd og fysiologi hos ulike bunndyrs; srtandsnegl (Littorina littorea), kråkeboller (Echinus esculentus), sjøstjerner (Asterias rubens) og krabber (Necora puber) (Chapman et al. 2023) .

Bruskfisk og ål kan oppfatte elektriske signaler på over en kilometers avstand (Buchanan et al. 2011; Peters, Eeuwes, and Bretschneider 2007) . I teorien kan et oppfattet elektrisk felt midlertidig forstyrre beiting, orientering eller sosiale interaksjoner. For spadestør (*Polydon spathula*), en ferskvannsfisk som jakter plankton ved hjelp av sin elektriske følsomhet, resulterte menneskeskapt elektrisk støy i redusert predasjonsavstand ved 1000 nV/cm og umuliggjorde i prinsippet predasjon ved 50 000 nV/cm (Wilkens, Hofmann, and Wojtenek 2002) . I tillegg kan et elektrisk signal, avhengig av egenskaper og kontekst, påvirke fiskeadferden selv om det er svært svakt (Grimsbø et al. 2014; kalmijn 1999) .

Det er også en mulighet at de plutselige forandringene i elektriske (og kanskje også magnetiske felt) under en EMU kan forårsake fluktresponser, stress eller adferdsendringer utover selve varigheten av eksponeringen, på en lignende måte som seismiske undersøkelser (Engås et al. 1996) . For eksempel, selv om haier ikke frastøtes av den genererte elektriske feltstyrke, er det for eksempel ikke gitt at et gradvis økende elektrisk felt som beveger seg mot dem, ikke kan påvirke adferden deres.

Effekten fra elektromagnetiske felt tilsvarende styrken brukt i EMU på avstander fra 50 til 1000 m er de siste årene studert i en spesialkonstruert tank for ulike organismer. Disse viser at hyselarver reduserte svømmehastigheten sin med 30% under eksponering og reduksjonen vedvarte i minimum 5 timer etter en 15 minutters eksponering (Durif et al. 2022) . Tilsvarende resultater ble dokumentert for hyselarver og torskelarver eksponert til elektromagnetiske felt som genereres av undervannskabler (Cresci, Durif, et al. 2022; Cresci et al. 2023) . En annen studie i samme forsøksoppsett hvor hyseegg ble eksponert for feltstyrker fra elektromagnetiske undersøkelser tilsvarende avstander på 30 til 1000 m i 15 minutter viste at larvene økte hjertefrekvens samt brukte opp plommesekken mye raskere enn kontrollgruppen som ikke ble eksponert (Guillebon et al. 2024)

Dette forsøksoppsettet er vanskelig å bruke på voksen fisk, men en pilotstudie med havsil (tobis) viste at disse ikke endret adferden sin under eller etter eksponering (Cresci, Perrichon, et al. 2022; Durif et al. 2022) .

4.3 - Konsekvensvurdering av effekter av elektromagnetiske undersøkelser på marint liv

En omfattende miljøeffektrapport om elektromagnetiske undersøkelser konkluderer med at det er rimelig å anta at elektromagnetiske undersøkelser kan oppfattes av marine dyr og potensielt kan påvirke adferden deres. Rapporten konkluderer videre med at eventuelle effekter vil bli marginale i tid og rom og påvirke få individer i en populasjon (Buchanan et al. 2011) . Det er imidlertid store kunnskapshull på feltet, og konklusjonen i denne er

basert på at effekten av påvirkningen opphører samtidig som påvirkningen opphører, noe som ikke nødvendigvis er tilfelle, da for eksempel hyselarver viste en vedvarende reduksjon i svømmehastighet i minst 5 timer etter endt eksponering til en EMU. Da de elektriske og magnetiske feltene begge dempes raskt, vil potensiell påvirkning være konsentrert til selve undersøkelsesområdet.. For de dyrene som befinner seg nettopp her, kan de imidlertid være av betydning. Konsekvensen av slike forstyrrelser vil sannsynligvis også avhenge av hvor ofte slike undersøkelser repeteres i samme område.

Fra tilgjengelige data synes bruskfisk å ha størst risiko for å bli påvirket av elektromagnetiske undersøkelser. I Norge finnes det 8 haiarter og 13 arter av skater. Pigghå er tradisjonelt den viktigste bruskfisken i fiskeriet, og den er listet som en truet art i Nordøst-Atlanteren. Selv om fiske etter pigghå er forbudt, tas den fortsatt som bifangst. Pigghå samles ofte i store aggregeringer, noe som gjør dem sårbare for lokale forstyrrelser dersom de overlapper med en slik aggregering. Eventuelle forstyrrelser fra en EMU vil da kunne påvirke en stor andel av bestanden. Gyteområdene og yngleplassene er lite kjent (Bakketeig, Hauge, and Kvamme 2017) . Mulige effekter av en EMU på pigghå er derfor særlig bekymringsverdig, men grunnet den lave kunnskapen om hvor og når aggregeringer er, er det vanskelig å fraråde spesifikke områder og perioder for å beskytte disse. Andre arter kan være fisk som sannsynligvis bruker magnetiske og elektriske felt til orientering under migrasjon; som for eksempel ål, laks eller hyse, eller andre fiskearter som bruker magnetiske felt til å orientere seg for eksempel mot gytefelt eller oppvekst/beiteområde. Sammenhenger mellom sildefangster og elektromagnetiske forstyrrelser, samt larvers orientering etter magnetfelt, viser at potensielt mange organismer kan påvirkes.

Inn- og utvandringsruter for ål og laks og parrings- og yngleplasser for pigghå og andre bruskfiskarter bør unngås i de periodene hvor dette foregår. Imidlertid er det stor usikkerhet både med hensyn til hvor innvandringsrutene for ål og laks er, når innvandringen finner sted, og hvor paringsområdene for pigghå og andre bruskfiskarter befinner seg. Det er derfor per i dag ikke mulig å framskaffe kart eller tidfeste aktiviteten særlig presist.

Siden forstyrrelser i elektriske, og kanskje særlig magnetiske, felt kan påvirke orienteringsevnen til ulike dyr, bør også viktige vandringsruter skjermes. Konsentrerte vandringer mot gytefeltene er en slik vandring som kan gi konsekvenser på bestandsnivå dersom den forstyrres på en slik måte at gytingen forringes. Om fisk ikke ankommer på gyteplassen, eller om ankomsten blir betydelig forsinket, kan dette få konsekvenser for gyteaktiviteten og rekrutteringen, se utdypende forklaring i avsnitt 3.4.2 Slike vandringsruter er godt kjent og kartfestet for artene torsk, sild og lodde.

Ny kunnskap viser at både egg og larver av hyse kan påvirkes betraktelig. Eggene påvirkes ved at hjerterytmen øker, og at plommesekken, som skal fungere som energireserve inntil larven klarer å spise selv, minker (Guillebon et al. 2024) . I tillegg viser studiene at større larver viser en betydelig og vedvarende reduksjon i svømmehastighet (Cresci, Durif, et al. 2022; Durif et al. 2022) . I kombinasjon kan disse effektene være fatale; dersom plommesekken brukes opp før larven er i stand til å finne føde, eller er i et område med god fødetilgang vil den ikke overleve. Og dersom svømmehastigheten mot fødeområdet reduseres vil ankomsten skje senere. Det er derfor en betydelig økt risiko for at eksponerte egg og larver ikke vil overleve til voksen fisk. Imidlertid er den naturlige dødeligheten på disse livsstadiene svært høy, og effekten vil måtte ramme en relativt stor andel av egg, larver og yngel for å gi en effekt på populasjonsnivå (se avsnitt 3.4.2 om seismikk og effekter på fiskeyngel). Videre er det usikkert om de påviste effektene også gjelder andre fiskearter, eller om hyse er spesielt sensitiv. Det er planlagt både å gjøre en sensitivitets-analyse for å undersøke muligheten for populasjonseffekt, samt studier med andre arter for en bedre forståelse av omfanget. I påvente av denne kunnskapen beholdes derfor samme råd som for tidligere år, dvs. å fraråde konsentrerte vandringsruter, men dersom det er tilkommer ytterligere kunnskap som støtter oppunder effekter på tidlige livsstadier samt mulighet

for påvirkning av en betydelig andel av populasjonen, er det mulig at rådet endres til å fraråde undersøkelser i områder og perioder med høye konsentrasjoner av egg og larver.

4.4 - Råd

Den viktigste forstyrrelsen av elektromagnetiske felt er sannsynligvis på fiskens orienteringsevne, med mulighet til å forstyrre vandringer. Grunnet mangel på kunnskap om høytetthetsområder for bruskfisk er disse ikke inkludert i noen kartfestet rådgivningskart til tross for at det kan antas å ha en påvirkning på disse. Det samme gjelder innvandringsruter for laks og ål. Rådet for elektromagnetiske undersøkelser er derfor følgende:

- Havforskningsinstituttet fraråder elektromagnetiske undersøkelser i områder og perioder med konsentrerte gytevandringer for fiskeartene torsk, lodde og sild. Kart for dette finnes i Vedlegg I.

4.5 - Referanser

Alves-Gomes, J. A. 2001. “The Evolution of Electroreception and Bioelectrogenesis in Teleost Fish: A Phylogenetic Perspective.” *Journal of Fish Biology* 58(6):1489–1511. doi: 10.1111/j.1095-8649.2001.tb02307.x.

Bakketeig, I., M. Hauge, and C. Kvamme. 2017. “Havforskningsrapporten 2017.” (særnr. 1-2017).

Bazylinski, Dennis A., David R. Schlezinger, Brian H. Howes, Richard B. Frankel, and Slava S. Epstein. 2000. “Occurrence and Distribution of Diverse Populations of Magnetic Protists in a Chemically Stratified Coastal Salt Pond.” *Chemical Geology* 169(3):319–28. doi: 10.1016/S0009-2541(00)00211-4.

Blakemore, Richard P., and Richard B. Frankel. 1981. “Magnetic Navigation in Bacteria.” *Scientific American* 245(6):58–65.

Boles, Larry C., and Kenneth J. Lohmann. 2003. “True Navigation and Magnetic Maps in Spiny Lobsters.” *Nature* 421(6918):60–63. doi: 10.1038/nature01226.

Bottesch, Michael, Gabriele Gerlach, Maurits Halbach, Andreas Bally, Michael J. Kingsford, and Henrik Mouritsen. 2016. “A Magnetic Compass That Might Help Coral Reef Fish Larvae Return to Their Natal Reef.” *Current Biology* 26(24):R1266–67. doi: 10.1016/j.cub.2016.10.051.

Bratton, Bradford O., and Joseph L. Ayers. 1987. “Observations on the Electric Organ Discharge of Two Skate Species (Chondrichthyes: Rajidae) and Its Relationship to Behaviour.” *Environmental Biology of Fishes* 20(4):241–54. doi: 10.1007/BF00005295.

Bray, Richard N., and Mark A. Hixon. 1978. “Night-Shocker: Predatory Behavior of the Pacific Electric Ray (Torpedo Californica).” *Science* 200(4339):333–34. doi: 10.1126/science.200.4339.333.

Buchanan, Fechhelm, Abgrall, and Lang. 2011. *Environmental Impact Assessment of Electromagnetic Techniques Used for Oil & Gas Exploration & Production. LGL Rep. SA1084 . Rep. by LGL Limited, St. John’s, NL, for International Association of Geophysical Contractors, Houston, Texas. 132 p. + app* . Texas.

Buchanan, Fechhelm, Cristian, Moulton, Mactavish, Pitt, and Canning. 2006. *Orphan Basin Controlled Source Electromagnetic Survey Program Environmental Assessment. LGL Rep. SA899. 137 Pp. - Google Search* . Canada.

Chapman, Erica C. N., Corentine M. V. Rochas, Althea J. R. Piper, Johanne Vad, and Georgios Kazanidis. 2023. “Effect of Electromagnetic Fields from Renewable Energy Subsea Power Cables on Righting Reflex and

Physiological Response of Coastal Invertebrates.” *Marine Pollution Bulletin* 193:115250. doi: 10.1016/j.marpolbul.2023.115250.

Cochran, William W., Henrik Mouritsen, and Martin Wikelski. 2004. “Migrating Songbirds Recalibrate Their Magnetic Compass Daily from Twilight Cues.” *Science* 304(5669):405–8. doi: 10.1126/science.1095844.

Collin, Shaun, and Darryl Whitehead. 2004. “The Functional Roles of Passive Electroreception in Non-Electric Fishes.” *Animal Biology* 54(1):1–25. doi: 10.1163/157075604323010024.

Constable, Steven. 2010. “Ten Years of Marine CSEM for Hydrocarbon Exploration.” *GEOPHYSICS* 75(5):75A67–81. doi: 10.1190/1.3483451.

Cresci, Alessandro, Bridie J. M. Allan, Steven D. Shema, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2020. “Orientation Behavior and Swimming Speed of Atlantic Herring Larvae (*Clupea Harengus*) *in Situ* and in Laboratory Exposures to Rotated Artificial Magnetic Fields.” *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 526:151358. doi: 10.1016/j.jembe.2020.151358.

Cresci, Alessandro, Steven Degraer, Guosong Zhang, Jennifer Dannheim, and Howard I. Browman. 2024. “Answering the Key Stakeholder Questions about the Impact of Offshore Wind Farms on Marine Life Using Hypothesis Testing to Inform Targeted Monitoring.” *ICES Journal of Marine Science* . doi: 10.1093/icesjms/fsae066.

Cresci, Alessandro, Caroline M. F. Durif, Torkel Larsen, Reidun Bjelland, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2022. “Magnetic Fields Produced by Subsea High-Voltage Direct Current Cables Reduce Swimming Activity of Haddock Larvae (Melanogrammus Aeglefinus).” *PNAS Nexus* 1(4):pgac175. doi: 10.1093/pnasnexus/pgac175.

Cresci, Alessandro, Caroline M. F. Durif, Torkel Larsen, Reidun Bjelland, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2023. “Static Magnetic Fields Reduce Swimming Activity of Atlantic Cod (Gadus Morhua) and Haddock (Melanogrammus Aeglefinus) Larvae.” *ICES Journal of Marine Science* fsad205. doi: 10.1093/icesjms/fsad205.

Cresci, Alessandro, Caroline M. Durif, Claire B. Paris, Steven D. Shema, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2019. “Glass Eels (Anguilla Anguilla) Imprint the Magnetic Direction of Tidal Currents from Their Juvenile Estuaries.” *Communications Biology* 2(1):1–8. doi: 10.1038/s42003-019-0619-8.

Cresci, Alessandro, Claire B. Paris, Matthew A. Foretich, Caroline M. Durif, Steven D. Shema, Cj E. O’Brien, Frode B. Vikebø, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2019. “Atlantic Haddock (Melanogrammus Aeglefinus) Larvae Have a Magnetic Compass That Guides Their Orientation.” *iScience* 19:1173–78. doi: 10.1016/j.isci.2019.09.001.

Cresci, Alessandro, Prescilla Perrichon, Caroline M. F. Durif, Elin Sørhus, Espen Johnsen, Reidun Bjelland, Torkel Larsen, Anne Berit Skiftesvik, and Howard I. Browman. 2022. “Magnetic Fields Generated by the DC Cables of Offshore Wind Farms Have No Effect on Spatial Distribution or Swimming Behavior of Lesser Sandeel Larvae (*Ammodytes Marinus*).” *Marine Environmental Research* 176:105609. doi: 10.1016/j.marenvres.2022.105609.

Durif, Caroline M. F., Howard I. Browman, John B. Phillips, Anne Berit Skiftesvik, L. Asbjørn Vøllestad, and Hans H. Stockhausen. 2013. “Magnetic Compass Orientation in the European Eel.” *PLOS ONE* 8(3):e59212. doi: 10.1371/journal.pone.0059212.

Durif, Caroline M. F., Daniel Nyqvist, Bastien Taormina, Steven D. Shema, Anne Berit Skiftesvik, Florian Freytet, and Howard I. Browman. 2023. “Magnetic Fields Generated by Submarine Power Cables Have a Negligible Effect on the Swimming Behavior of Atlantic Lumpfish (*Cyclopterus Lumpus*) Juveniles.” *PeerJ* 11:e14745. doi: 10.7717/peerj.14745.

Durif, Caroline, Guosong Zhang, Alessandro Cresci, Anne Berit Skiftesvik, Howard Browman, Lise Doksæter Sivle, Daniel Nyquist, Hans Roger Jensen, and Jon Gunnar Solheim. 2022. “Effects of the Electromagnetic Field Used in Hydrocarbon Surveys on Marine Organisms.” *19* .

Engås, Aril, Svein Løkkeborg, Egil Ona, and Aud Vold Soldal. 1996. “Effects of Seismic Shooting on Local Abundance and Catch Rates of Cod (Gadus Morhua) and Haddock (Melanogrammus Aeglefinus).” *Can. J. Fish. Aquatic Sci* 53:2238–49.

Ernst, David A., and Kenneth J. Lohmann. 2016. “Effect of Magnetic Pulses on Caribbean Spiny Lobsters: Implications for Magnetoreception.” *Journal of Experimental Biology* 219(12):1827–32. doi: 10.1242/jeb.136036.

Ferrari, Thomas E. 2014. “Magnets, Magnetic Field Fluctuations and Geomagnetic Disturbances Impair the Homing Ability of Honey Bees (Apis Mellifera).” *Journal of Apicultural Research* 53(4):452–65. doi: 10.3896/IBRA.1.53.4.15.

Freake, Michael J., Rachel Muheim, and John B. Phillips. 2006. “Magnetic Maps in Animals: A Theory Comes of Age?” *The Quarterly Review of Biology* 81(4):327–47. doi: 10.1086/511528.

Goff, MATTHEW, MICHAEL Salmon, and KENNETH J. Lohmann. 1998. “Hatchling Sea Turtles Use Surface Waves to Establish a Magnetic Compass Direction.” *Animal Behaviour* 55(1):69–77. doi: 10.1006/anbe.1997.0577.

Grimsbø, Endre. 2016. “Measuring Methods for Fish Welfare during Slaughter Based on Electrical Impedance, EEG, ECG and Blood Parameters. Dissertation for the Degree of Philosophiae Doctor (PhD) at the University of Bergen.”

Grimsbø, Endre, Ragnar Nortvedt, Erling Hammer, and Bjorn Roth. 2014. “Preventing Injuries and Recovery for Electrically Stunned Atlantic Salmon (*Salmo Salar*) Using High Frequency Spectrum Combined with a Thermal Shock.” *Aquaculture* 434:277–81. doi: 10.1016/j.aquaculture.2014.07.018.

Guillebon, C., P. Perrichon, Howard Browman, Alessandro Cresci, Lise D. Sivle, Anne Berit Skiftesvik, Guosong Zhang, and Caroline Durif. 2024. “Effects of Anthropogenic Electromagnetic Fields Used for Subsurface Oil and Gas Exploration (Controlled-Source Electromagnetics, CSEM) on the Early Development of Atlantic Haddock (Melanogrammus Aeglefinus).” *Marine Pollution Bulletin. Provisionally Accepted.*

Haine, Olivia S., Peter V. Ridd, and Richard J. Rowe. 2001. “Range of Electrosensory Detection of Prey by Carcharhinus Melanopterus and Himantura Granulata.” *Marine and Freshwater Research* 52(3):291–96. doi: 10.1071/mf00036.

Holten, T., E. G. Flekkøy, B. Singer, E. M. Blixt, A. Hanssen, and K. J. Måløy. 2009. “Vertical Source, Vertical Receiver, Electromagnetic Technique for Offshore Hydrocarbon Exploration.” *First Break* 27(5). doi: 10.3997/1365-2397.27.1299.28934.

Hutchison, Zoe, P. Sigray, Haibo He, A. B. Gill, John King, and Carol Gibson. 2018. “Electromagnetic Field (EMF) Impacts on Elasmobranch (Shark, Rays, and Skates) and American Lobster Movement and Migration from Direct Current Cables.” *Sterling (VA): US Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy*

Management. OCS Study BOEM 3:2018.

Jakubowska, Magdalena, Martyna Greszkiewicz, Dariusz P. Fey, Zbigniew Otremba, Barbara Urban-Malinga, and Eugeniusz Andrulewicz. 2021. “Effects of Magnetic Fields Related to Submarine Power Cables on the Behaviour of Larval Rainbow Trout (Oncorhynchus Mykiss).” *Marine and Freshwater Research* 72(8):1196–1207. doi: 10.1071/MF20236.

Jensen, Hans Roger, and Rune Mittet. 2018.“Marine CSEM Electric and Magnetid Field Amplitudes.” Presented at the Fagsamling, Havforskninsinstituttet, Bergen.

kalmijn, ADJ. 1999. “Detection and Biological Significance of Electric and Magnetic Fields in Microorganisms and Fish.” in *Proceedings of the International Seminar on Effects of Electromagnetic Fields on the Living Environment* . Germany.

Kirschvink, Joseph L., Andrew E. Dizon, and James A. Westphal. 1986. “Evidence From Strandings for Geomagnetic Sensitivity in Cetaceans.” *Journal of Experimental Biology* 120(1):1–24. doi: 10.1242/jeb.120.1.1.

Klinowska, M. 1986. “Cetacean Live Stranding Dates Relate to Geomagnetic Disturbances.” *Aquatic Mammals* 11(3):109–19.

Krylov, V. V., Yu. G. Izyumov, E. I. Izvekov, and V. A. Nepomnyashchikh. 2014. “Magnetic Fields and Fish Behavior.” *Biology Bulletin Reviews* 4(3):222–31. doi: 10.1134/S2079086414030049.

Kullnick, U. H. 2000. “Influences of Electric and Magnetic Fields on Aquatic Ecosystems.” in *Effects of Electromagnetic Fields on the Living Environment. Proceedings of the International Seminar on Effects of Electromagnetic Fields on the Living Environment* . Germany: ICNIRP.

Lowe, C. G., R. N. Bray, and D. R. Nelson. 1994. “Feeding and Associated Electrical Behavior of the Pacific Electric Ray Torpedo Californica in the Field.” *Marine Biology* 120(1):161–69. doi: 10.1007/BF00381951.

Metcalfe, J. D., B. H. Holford, and G. P. Arnold. 1993. “Orientation of Plaice (Pleuronectes Platessa) in the Open Sea: Evidence for the Use of External Directional Clues.” *Marine Biology* 117(4):559–66. doi: 10.1007/BF00349766.

Muheim, Rachel, Frank R. Moore, and John B. Phillips. 2006. “Calibration of Magnetic and Celestial Compass Cues in Migratory Birds - a Review of Cue-Conflict Experiments.” *Journal of Experimental Biology* 209(1):2–17. doi: 10.1242/jeb.01960.

Nishi, Takaaki, Gunzo Kawamura, and Keisuke Matsumoto. 2004. “Magnetic Sense in the Japanese Eel, Anguilla Japonica, as Determined by Conditioning and Electrocardiography.” *Journal of Experimental Biology* 207(17):2965–70. doi: 10.1242/jeb.01131.

Nyqvist, Daniel, Caroline Durif, Magnar Gullikstad Johnsen, Karen De Jong, Tonje Nesse Forland, and Lise Doksæter Sivle. 2020. “Electric and Magnetic Senses in Marine Animals, and Potential Behavioral Effects of Electromagnetic Surveys.” *Marine Environmental Research* 155:104888. doi: 10.1016/j.marenvres.2020.104888.

O’Connor, Jack, and Rachel Muheim. 2017. “Pre-Settlement Coral-Reef Fish Larvae Respond to Magnetic Field Changes during the Day.” *Journal of Experimental Biology* 220(16):2874–77. doi: 10.1242/jeb.159491.

Ofubu, Ebimobowei Emmanuel, Adetayo Femi Folorunso, and Francis Onyemaechi Chukwusa. 2024. “A Review of the Applications of Marine CSEM Method in Offshore Resource Exploration and Environmental

Studies.” *Faculty of Natural and Applied Sciences Journal of Applied and Physical Sciences* 2(1):99–115.

Öhman, Marcus C., Peter Sigray, and Håkan Westerberg. 2007. “Offshore Windmills and the Effects of Electromagnetic Fields on Fish.” *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(8):630–33. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[630:OWATEO]2.0.CO;2.

Peters, Rob C., Lonneke B. M. Eeuwes, and Franklin Bretschneider. 2007. “On the Electrodetection Threshold of Aquatic Vertebrates with Ampullary or Mucous Gland Electroreceptor Organs.” *Biological Reviews* 82(3):361–73. doi: 10.1111/j.1469-185X.2007.00015.x.

Putman, Nathan F., Kenneth J. Lohmann, Emily M. Putman, Thomas P. Quinn, A. Peter Klimley, and David L. G. Noakes. 2013. “Evidence for Geomagnetic Imprinting as a Homing Mechanism in Pacific Salmon.” *Current Biology* 23(4):312–16. doi: 10.1016/j.cub.2012.12.041.

Rodda, Gordon H. 1984. “The Orientation and Navigation of Juvenile Alligators: Evidence of Magnetic Sensitivity.” *Journal of Comparative Physiology A* 154(5):649–58. doi: 10.1007/BF01350218.

Rommel, Sentiel A., Jr., and James D. Mccleave. 1973. “Prediction of Oceanic Electric Fields in Relation to Fish Migration.” *ICES Journal of Marine Science* 35(1):27–31. doi: 10.1093/icesjms/35.1.27.

Taormina, Bastien, Carole Di Poi, Ann-Lisbeth Agnalt, Antoine Carlier, Nicolas Desroy, Rosa Helena Escobar-Lux, Jean-François D’eu, Florian Freytet, and Caroline M. F. Durif. 2020. “Impact of Magnetic Fields Generated by AC/DC Submarine Power Cables on the Behavior of Juvenile European Lobster (*Homarus Gammarus*).” *Aquatic Toxicology* 220:105401. doi: 10.1016/j.aquatox.2019.105401.

Tomanova, K., and M. Vacha. 2016. “The Magnetic Orientation of the Antarctic Amphipod Gondogeneia Antarctica Is Cancelled by Very Weak Radiofrequency Fields.” *Journal of Experimental Biology* 219(11):1717–24. doi: 10.1242/jeb.132878.

Vanselow, Klaus Heinrich, Sven Jacobsen, Chris Hall, and Stefan Garthe. 2018. “Solar Storms May Trigger Sperm Whale Strandings: Explanation Approaches for Multiple Strandings in the North Sea in 2016.” *International Journal of Astrobiology* 17(4):336–44. doi: 10.1017/S147355041700026X.

Walker, Michael M. 1984. “Learned Magnetic Field Discrimination in Yellowfin Tuna,Thunnus Albacares.” *Journal of Comparative Physiology A* 155(5):673–79. doi: 10.1007/BF00610853.

Walker, Michael M., Carol E. Diebel, and Joseph L. Kirschvink. 2003. “Detection and Use of the Earth’s Magnetic Field by Aquatic Vertebrates.” Pp. 53–74 in *Sensory Processing in Aquatic Environments* , edited by S. P. Collin and N. J. Marshall. New York, NY: Springer.

Walker, Terence. 2001. *Basslink Project Review of Impacts of High Voltage Direct Current Sea Cables and Electrodes on Chondrichthyan Fauna and Other Marine Life, Basslink Supporting Study No 29, Marine and Freshwater Resources Institute No 20, 68 Pp.*

Wilkens, Lon A., Michael H. Hofmann, and Winfried Wojtenek. 2002. “The Electric Sense of the Paddlefish: A Passive System for the Detection and Capture of Zooplankton Prey.” *Journal of Physiology-Paris* 96(5):363–77. doi: 10.1016/S0928-4257(03)00015-9.

Williams, Jonathan P., Erin M. Jaco, Zoe Scholz, Chelsea M. Williams, Daniel J. Pondella, Michael K. Rasser, and Donna M. Schroeder. 2023. “Red Rock Crab (*Cancer Productus*) Movement Is Not Influenced by Electromagnetic Fields Produced by a Submarine Power Transmission Cable.” *Continental Shelf Research*

269:105145. doi: 10.1016/j.csr.2023.105145.

Willis, Jay, John Phillips, Rachel Muheim, Francisco Javier Diego-Rasilla, and Alistair J. Hobday. 2009. “Spike Dives of Juvenile Southern Bluefin Tuna (Thunnus Maccoyii): A Navigational Role?” *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64(1):57–68. doi: 10.1007/s00265-009-0818-2.

Wiltschko, Wolfgang, and Roswitha Wiltschko. 2005. “Magnetic Orientation and Magnetoreception in Birds and Other Animals.” *Journal of Comparative Physiology A* 191(8):675–93. doi: 10.1007/s00359-005-0627-7.

5 - Bruk av eksplosiver i sjø

5.1 - Bakgrunn

Havforskningsinstituttets rådgivning med hensyn til sprengningsarbeider har som hensikt å gi råd der målet er å begrense eller hindre skade på marint liv. Det er lite sannsynlig at lokale sprengninger i sjø har potensial til å påvirke fisk på populasjons- eller bestandsnivå (Govoni *et al.*, 2008), og derfor peiler rådgivningen seg inn mot områder som lokale fiskebestander, gytefelt, akvakulturanlegg og annet marint liv av lokal karakter. Hvordan sprengninger kan påvirke marint liv, har vært gjennomgått i en rekke arbeider (Engås, 1989; Soldal, 1990; Kjellsby, 1993; Larsen *et al.*, 1993; Johansen *et al.*, 1994; Kjellsby and Kvalsvik, 1997; Eliassen and Iversen, 2004; Trettenes, 2006; Fauske, 2007; Dalen, 2009; Aune *et al.*, 2018; Grimsbø and Kvadsheim, 2018; Dahl *et al.*, 2020).

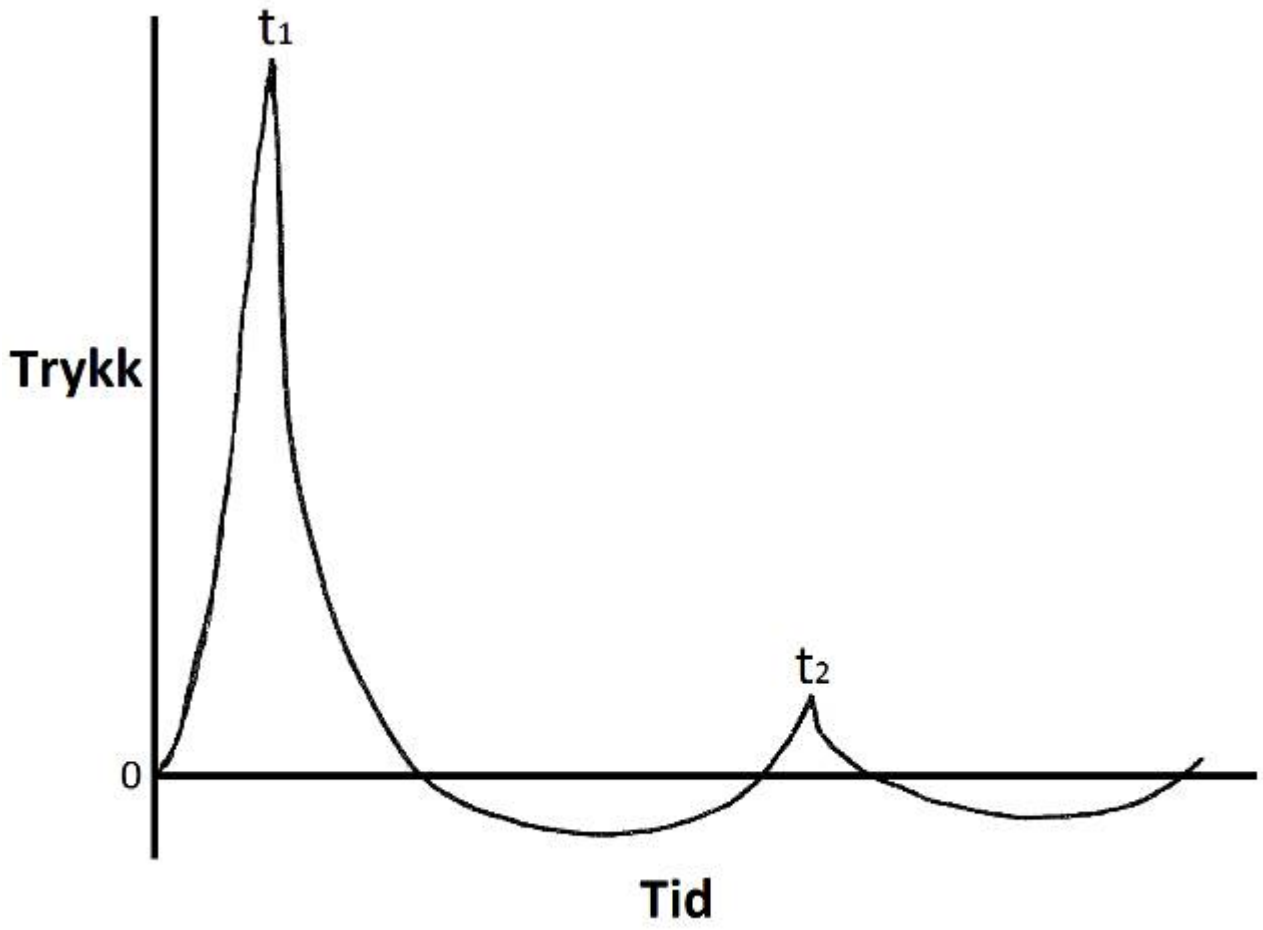
Rådgivningen denne rapporten omhandler gjelder i hovedsak sivile sprengningsarbeider, men vil også kunne gjelde demolering eller sprenging av militære etterlatenskaper i sjø. Havforskningsinstituttet er forøvrig involvert i det Europeiske programmet JPI Oceans (http://www.jpi-oceans.eu/munitions-sea) der man blant annet forsøker å finne løsninger på militære etterlatenskaper i sjø (Campana *et al.*, 2016). Aktuelle sivile sprengningsarbeider Havforskningsinstituttet gir råd i forhold til kan være utbedring av skipsleder og andre arbeider der hele eller deler av sprengingen foregår i sjø eller har utslag i sjø. Et annet område det gis råd i forhold til er refraksjonsseismikk (Engås, 1989), der det brukes små sprengladninger for å frembringe et signal som brukes videre i grunnanalyser, ikke ulikt vanlig seismikk.

5.2 - Kunnskapsgrunnlag om effekter av eksplosiver på marint liv

5.2.1 - Direkte skade og dødelighet

I motsetning til en vanlig forbrenning, også kalt deflagrasjon, vil en detonasjon oppstå når forbrenningen er en sjokkbølge som forplanter seg med overlydsfart (raskere enn lydhastigheten til eksplosivet) i eksplosivet (Kiran, 2016). Hastigheten sjokkbølgen forplanter seg i sprengstoffet med, kalles detonasjonshastighet og vil variere for de ulike sprengstoff-typene. Når eksplosjonen skjer, foregår det kjemiske reaksjoner som avgir mye energi og gass. Gassen som dannes, fortrenger mediet rundt så hurtig at det skaper en sjokkbølge. En sjokkbølge er en trykkbølge som gir en veldig brå endring i trykk, temperatur og tetthet i mediet, og som forplanter seg raskere enn lydhastigheten i mediet (Kjellsby, 1993). Militære eksplosiver har generelt høyere detonasjonshastighet enn eksplosiver til sivilt bruk, for eksempel slike som blir brukt ved bergsprengning. For bergsprengning vil for øvrig detonasjonshastigheten kunne påvirkes av borehullsdiameter (Amundsen, 1984; Petel *et al.*, 2007; Higgins *et al.*, 2018) og trykk. I tillegg til selve trykkpulsen fra detonasjonen vil det være en betydelig gassutvikling, som også har en sprengningsvirkning. Eksplosivet sin sprengvirkning blir, for sivile sprengninger, ofte relatert til ANFO (Amonium nitrate fuel oil) sin sprengvirkning med et forholdstall. For militære eksplosiver blir gjerne TNT (Trinitrotoluen), som har en helt annen karakteristikk enn ANFO, brukt som referanse.

Ved bergsprengning er det trykkpulsen som først knuser berget (Fauske, 2007), videre er det gassutviklingen som ytterligere river berget fra hverandre. Selv om mye av energien fra en sprengning går med til å knuse og rive berget fra hverandre, vil det i vann oppstå en kraftig trykkpuls samt påfølgende boblepuls (Cole, 1948), se Figur 4.



Figur 4. Illustrasjonen viser en tenkt boblepuls, eller trykkpuls, ved sprengning i vann. Detonasjonen av sprengladningen er initiert ved tiden null, og man får en umiddelbar trykkøkning inntil maksimaltrykk er nådd ved tiden t1. Etter at boblen generert av sprengningen har nådd sitt maksimum, vil den kollapse, noe som fører til et undertrykk, før trykket som følge av boblens oscillasjon (Aron et al. 1948) igjen stiger til en topp ved tiden t2. Hvor mange oscillasjoner boblen gjør, bestemmes ut fra type og mengde sprengstoff, samt dyp (Geers & Hunter 2002).

Amplituden til trykkpulsen, ved tiden t1 i Figur 4, er bestemt av salve/landingsstørrelse og sprengstoffkarakteristikk samt av borehullets diameter (Amundsen, 1984; Petel *et al.*, 2007; Higgins *et al.*, 2018). Det er trykkpulsene fra sprengningen som først og fremst forårsaker direkte skade på marint liv. Det er særlig luft- eller gassfylte organer, som svømmeblære og lunger som har høy risiko for å bli skadet (Gaspin, 1975; Yelverton, 1975; Gaspin *et al.*, 1976). Dette skjer ved at slike gasslommer komprimeres og ekspanderer, og videre ved at vev strekkes og avrivninger oppstår med påfølgende blødninger (Yelverton *et al.*, 1973; Ketten, 1995). Trykkpulser med rask stigetid kan være mer skadelige enn pulser med høyere maksimalverdi, men lengre stigetid (Simenstad, 1973).

Ved sprengningsarbeider i sjø kan man ofte observere en del skadet og død fisk flytende i overflaten nær sprengningsstedet; dette er fisk med svømmeblære. Skadet fisk uten svømmeblære vil derimot normalt synke og dermed ikke være synlig på overflaten, dette gjelder også fisk med svømmeblære der gassen unnslipper (Teleki and Chamberlain, 1978). Det er også dokumentert at sprengningsarbeider har negativ innvirkning på yngel og egg (Faulkner *et al.*, 2006), men modellering viser at dette gelder for korte avstander (McQueen *et al.*, 2022). Sprengningsarbeider vil kunne ha et skadepotensial knyttet til gyting og tidlige livsstadier (Faulkner *et al.*, 2008; Krise, 2011). Mulig skadepotensial kan også være knyttet til rystelser og vibrasjoner fra sprenginger som

forplanter seg i grunnen (Dalen, 2009; Toresen and Søvik, 2012), selv om sammenhengene er noe uklare.

Det observeres ofte vann i svømmeblæren på fisk som har vært utsatt for sprengning (Soldal, 1990); dette gjelder hovedsakelig arter med åpen svømmeblære, slik som laks. Dette antas å ha en sammenheng med at trykkpulsen fra sprengningen speiles i vannets overflate og skifter fase, samt genererer et kavitasjonsfelt (Gaspin and Price, 1972; Fardal, 2005). Når det befinner seg fisk der det oppstår undertrykk eller kavitasjon vil vann suges inn i den åpne svømmeblæren. En annen mulig årsak kan være boblepulsen i forbindelse med boblens kollaps. Vann som kommer inn i fiskens svømmeblære, fører til nedsatt almenntilstand og mulig økt dødelighet noe tid etter sprengningen er gjennomført. Det er ikke alltid sånn at faren for skader minker proporsjonalt med avstand. Et eksperiment med sardiner (*Sardina pilcharus*) ved ulike avstander (18-246 m) fra en detonasjon (4.66 kg TNT) viste at sardinene fikk skader i svømmeblære og nyrer. Skadene avtok som funksjon av avstand for de nærmeste 50 m, men etter det var det mer usystematisk fordeling av skader med avstand. Dette kan skyldes bølgeledereffekter, som at refleksjoner fra overflate/bunn som kombineres med det direkte signalet (Dahl *et al.*, 2020). Forsøket ble gjentatt med en annen art, stillehavsmakrell (*Scomber japonicus*). Skader på nyrer og svømmeblære og skader på hørselen ble funnet i tillegg til skader knyttet til indreøret (Jenkins *et al.*, 2022; Smith *et al.*, 2022). Lignende bølgeledereffekter ble observert i disse eksperimentene som ble foretatt på samme sted som Dahl *et al.* (2020). Disse eksperimentene viste korrelasjon mellom høyt lydnivå og skade, sammenheng mellom lydnivå og mindre alvorlig skade studert videre og presentert av Bowman *et al.* (2024). Bowman *et al.* (2024), sammen med de tre tidligere studier (Dahl *et al.*, 2020; Jenkins *et al.*, 2022; Smith *et al.*, 2022), gir en robust undersøkelse av effektene av eksponering for eksplosjoner på to forskjellige fiskearter. Studiene viser også at det er viktig å ta hensyn til ladningsdyp, fiskedyp, vanndyp, lydhastighet i tillegg til flere andre variable, når man vurderer mulige effekter av undervannsdetonasjoner på fisk.

I tillegg til fisk kan dykkende fugl og sjøpattedyr som befinner seg i nærområdet til sprengningsarbeidet, skades. For sjøpattedyr vil det i hovedsak være snakk om hørselsskader (von Benda-Beckmann *et al.*, 2015).

5.2.2 - Adferdseffekter

Når avstanden til en sprengning er stor, vil trykkpulsene som blir generert, ikke være et signifikant problem med tanke på direkte fysisk skade på marint liv, men de vil bidra til økt støynivå i flere kilometers radius (Kjellsby and Kvalsvik, 1997; Koschinski, 2011). Slik støy vil i likhet med seismikk inneholde lave frekvenser som er hørbare for fisk og adferdseffekter som dem beskrevet i kapittel 3.

5.2.3 - Effekter på fisk i oppdrettsanlegg

Sprengningsarbeid i sjø finner ofte sted i kystnære områder hvor det kan finnes oppdrettsanlegg i nærheten. For fisk i oppdrettsanlegg, som ikke har mulighet til å svømme unna, kan både skader og adferdseffekter inntreffe.

I forbindelse med forsvarets ønske om etablering av permanent øvingsområde i Korsfjorden ble det gjennomført sprengningsforsøk med detonasjon av landinger på 0.1- 2 kg TNT under vann. Detonasjonene ble gjort med og uten boblegardin (enkel og dobbel). Lydtrykk og fiskevelferd i nærliggende kommersielle laksemerder som lå i avstander 3.7 - 6 km avstand fra detonasjonene ble overvåket (Kvadsheim *et al.*, 2022) . Forsøkene viste en redusering av bredbånds spisstrykk med 12-20 dB re 1µPa og lydeksponeringsnivå (SEL) med 5-12 dB re 1 $\mu Pa^2 s$ når boblegardin ble benyttet. I disse forsøkene observerte man ingen signifikant forskjell i spisstrykk eller lydeksponeringsnivå ved bruk av enkel eller dobbel boblegardin. Fiskeadferd i merdene ble observert med ekkolodd og kamera før, under og etter detonasjon. Det ble observert kortvarig respons hos fisken ved de høyeste lydnivåene, >163dB re 1µPa spisstrykk i fiskens høreområde 20-500 Hz. Dette tilsvarer SEL nivåer på >147 dB re 1 $\mu Pa^2 \cdot s$, men denne responsen skiller seg ikke ut fra adferdsrespons som oppleves daglig i

merdene grunnet andre årsaker. Det er verdt å merke seg at i fisken som ble tatt ut fra merden på anlegget nærmest detonasjonsstedet umiddelbart etter siste skudd, ble det funnet sirkulasjonsforstyrrelser og blødninger som er konsistent med barotraumer. I samme fisken så man samtidig forhøyede nivåer av stresshormonet kortisol i plasma, og kortisol- metabolitter i faeces. Dette kan skyldes håndtering av fisken, men man kan ikke utelukke subkliniske skader som følge av sprenginger. Derimot ble ikke observert signifikante endringer i forforbruk eller dødelighet på anlegget, og dermed har ikke sprengingene påvirket helsen generelt i populasjonen.

Selv om fisken ikke utsettes for direkte skade, kan den lavfrekvente støyen medføre økt stress. Langvarig stress som fisken ikke greier å tilpasse seg til kan medføre større dødelighet som følge av den ekstrabelastningen en sprengning representerer (Iwama and Alfonso, 2005; Grimsbø and Kvadsheim, 2018), og fisk som i utgangspunktet har redusert allmenntilstand for eksempel som følge av sykdom, er ekstra sårbare. De observerte (målte) lydnivåene i merdene var under nivåene hvor skade ble observert av Dahl *et al.*, (2020), Jenkins *et al.* (2022), Smith *et al.* (2022).

5.3 - Konsekvensvurdering av effekter ved bruk av eksplosiver i sjø og avbøtende tiltak for å redusere disse

Det er ofte vanskelig å si noe konkret på forhånd om hvor stor trykkbølgen fra en eksplosjon vil bli (Kjellsby and Kvalsvik, 1997). Dermed er det vanskelig å predikere innenfor hvilke avstander det kan forventes skade i forbindelse med sprengningsarbeider – og følgelig er det ofte vanskelig å beregne på hvilke avstander det er nødvendig med tiltak. Det er heller ikke enkelt å sette noen generelle grenseverdier når det gjelder bergsprenging som gjelder under alle forhold, men i noen tilfeller er dette forsøkt (Dalen, 2012; Hveding, 2018). Kvadsheim *et al.* (2017) har oppsummert kunnskapsstatus og det fremkommer at faren for skade øker ved spisstrykksnivåer over 210 dB re 1 µPa for fisk og 202 dB re 1 µPa for sjøpattedyr. Det opereres for øvrig med en sikkerhetsavstand på 2 nmi til havbruksanlegg i forhold til eksplosivrydding under vann i Sjøforsvarets reglement (Svendsen, 2012). Det finner også eksempler fra andre land på mer konkrete retningslinjer for sprengningsarbeider slik som Wright and Hopky (1998) og Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht (*Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters*, 2014).

Et tiltak som er mye brukt, er å sette av en fenghette eller en mindre ladning før hovedsalven for å skremme bort fisk og sjøpattedyr i nærområdet. Dette tilsvarer ramp-up for seismikk, men har ikke blitt dokumentert å ha noe entydig effekt i forbindelse med sprenging. Et slikt tiltak reduserer heller ikke de skadelige effektene fra en sprengning og er derfor ikke i seg selv tilstrekkelig for å unngå skade, selv om det antas å ha en gunstig effekt.

Ved å redusere størrelsen på salven/ladningen vil den skadelige trykkpulsens maksimaltrykk bli redusert. Dette kan oppnås ved å dele en salve opp i mindre del-ladninger som avfyres sekvensielt, selv om den totale ladningsstørrelsen fremdeles vil ha betydning for skadepotensialet. Man bør da etterstrebe en minst mulig ladningsstørrelse på hver del-ladning og gjerne ha ca. 20 millisekunds forsinkelse mellom hver ladning. Utover å redusere maksimaltrykket er hensikten med tidsforsinkelsen å plassere den ene del-ladningens trykkpuls t1 i foregående delladnings trykkminimum, altså mellom t1 og t2 til foregående ladning. Dermed vil del-ladningens trykkpuls helt eller delvis kunne bli kansellert av foregående del-ladnings undertrykk eller speilede trykkpuls.

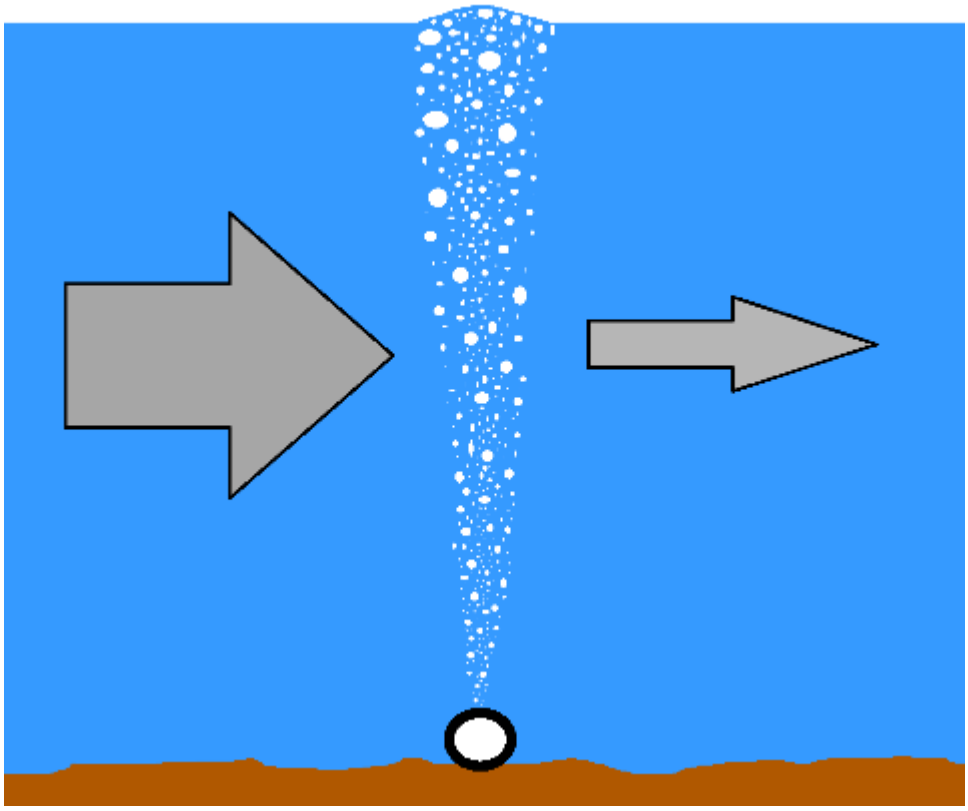
Trykket s om oppstår som følge av detonasjonen, vil være avhengig ikke bare av sprengstoffmengden, men også av detonasjonshastigheten. Valg av riktig sprengstofftype (Meyer, 2002) og andre tiltak som reduserer detonasjonshastigheten, kan derfor forhindre skader på marint liv.

Ikke alle eksplosiver med moderat detonasjonshastighet, som for eksempel tradisjonell ANFO, kan brukes i

vann eller vannfylte borehull da vannet endrer sprengstoffets sammensetning slik at detonasjon ikke oppnås. Sprengstoff som ikke detonerer ved initiering, kalles forsager og kan representere en betydelig forurensning av det marine miljøet, særlig med tanke på nitrogenforbindelser, og bør derfor unngås. Kjemisk forurensning vil også kunne oppstå etter en sprengning i form av restprodukter og udetonert sprengstoff.

Trykkbølgene i vannet som oppstår som følge av en sprengning, da særlig maksimaltrykket ved tiden t1 (Figur 4), vil kunne speile seg i overflaten og endre fase. En slik speiling vil, som tidligere nevnt, skape en puls (Gaspin and Price, 1972; Fardal, 2005) som kan føre til langtidsskade på fisk. Slike uheldige speilinger i overflaten vil lettest oppstå når det er godt vær med blank sjø. Krusninger i overflaten og urolig sjø vil derimot bidra til å dempe trykkpulser og lyd fra sprengningen.

Et tiltak som er med på å redusere de voldsomme trykkbølgene fra sprengninger i vann, er bruk av såkalt boblegardin (Grimsbø and Kvadsheim, 2018) (Figur 5). Boblegardin blir i andre deler av verden brukt nærmest som standard for å begrense skade på marint liv, men tiltaket er lite brukt i Norge.



Figur 5. Boblegardin, eller luftgardin om man vil, består av et perforert rør som det pumpes trykkluft inn i. Når rør legges slik at det dannes en sammenhengende vegg av bobler omkring sprengningsstedet, vil virkningen av trykkbølgen fra sprengningen på omgivelsene bli dempet. Boblene danner også en oppadgående strøm i vannet som i noen grad beskytter mot partikkelspredning.

Ved sprengning i vann må bruk av boblegardin, også kalt luftgardin, betraktes som det beste fysiske tiltaket for å begrense skadevirkningene på marint liv. En boblegardin lages ved at et perforert rør legges på bunnen og settes under trykk, slik at luftbobler stiger opp i vannsøylen og danner en sammenhengende vegg eller gardin av bobler (Domenico, 1982b, 1982a; Keevin, 1997; Schmidke, 2010, 2012; Croci *et al.*, 2014; Grimsbø and Kvadsheim, 2018; Johannessen *et al.*, 2018). Denne begrenser trykkpulsene fra sprengningen fra å forplante

seg i sjøen ved at trykkpulsen dempes når den passerer luftboblene. Det er viktig at boblegardinen er en tett vegg av luftbobler som stiger mot overflaten og dermed i størst mulig grad hindrer trykkbølgen fra å passere.

Det kan være vanskelig å designe en boblegardin optimalt, slik at den gir tilsiktet effekt. Særlig utfordrende er det dersom bunnforholdene er vanskelige. Bruk av flere boblegardiner for å oppnå tilstrekkelig skjerming av sprengningsstedet kan da være lurt. Ved enkle bunnforhold – relativt flat og jevn bunn – kan boblegardinen lages ved å legge ut et perforert rør omkring sprengningsstedet. (Kvadsheim *et al.*, 2022) viste at det ikke var noen signifikant forskjell i lydutbredelsen, SEL eller SPL, ved bruk av dobbel eller enkel boblegardin.

Luftbobler kan også brukes til omrøring siden de fører til en oppadgående strøm i den omliggende vannsøylen, se Figur 5. Dette prinsippet er ofte brukt til omrøring av vannsjikt i mindre poller eller i ferskvann med stillestående vann mot bunnen som gir opphopning av hydrogensulfid (H2S). Brukt som boblegardin vil den oppadgående strømmen hindre vannet på den ene siden av gardinen i å blande seg med vannet på den andre siden, og i noen grad hindre giftige substanser og partikler fra å bli spredd. Dette utnyttes der man ønsker å hindre partikkelspredning og igjenslamming av områder (Laugesen, 2006), gjerne i forbindelse med anleggsarbeider.

Alternative løsninger basert på deflagrasjon av svartkrutt har også vært utprøvd for å etablere boblegardin i forbindelse med sprengningsarbeid i sjø (Samuelsen, 1966).

5.4 - Råd

Havforskningsinstituttets råd for bruk sprengningsarbeider i sjø:

- Relevant kompetanse trekkes inn i prosjekteringen av sprengningsarbeidet slik at hensyn til marint liv ivaretas. Her bør det gjøres lokale vurderinger blant annet for å ta hensyn til eventuelle gytefelt.
- Boblegardin bør benyttes ved sprengningsarbeid i sjø.
- Salvene bør deles opp i mindre delladninger (sekvensiell sprengning).
- Man kan gjerne bruke fenghette for å skremme bort fisk og sjøpattedyr fra området umiddelbart før salven sprenges, men denne må da avfyres utenfor boblegardinen. Det er rapportert indikasjoner på at bruk av fenghette i enkelte tilfeller kan tiltrekk marine pattedyr, dette bør man være oppmerksom på.
- Salvene bør settes av når sjøforholdene i seg selv gir god demping, altså ikke ved speilblank overflate.
- Ved sprengning brukt i forbindelse med utfyllinger i sjø tilrår Havforskningsinstituttet at ladningen plasseres i rør i fyllingen, og ikke på fyllingsfot.
- Kjemisk og mekanisk forurensning omhandles ikke av denne rapporten, men man bør i tillegg også ta hensyn til forurensningsfare fra sprengningsarbeider, både i form av både partikler og kjemisk forurensning.
- Sprengningsarbeid i sjø frarådes gjennomført i gyteområder når fisken gyter samt i tiden rett etterpå, dette for å skjerme egg og yngel.
- Det utvises ekstra aktsomhet ved sprengningsarbeider i sjø dersom dette medfører irreversible endringer i strukturer og substrat i gyteområder. Dette rådet gjelder hele året.
- For sprengninger i nærheten av oppdrettsanlegg, er det en fordel å planlegge sprengningsarbeidet slik at det gjennomføres på et tidspunkt der anlegget er tømt for fisk eller ikke overstige lydnivåene (Kvadsheim *et al.*, 2022) observerte.

- For enkeltskudd betyr dette 169 dB re 1µPa spisstrykk og 152 dB re 1µPa ^{2} s SEL innenfor laks hørselsområde (20-500 Hz). For gjentatte sprenginger 160 dB re 1µPa spisstrykk og 145 dB re 1µPa ^{2} s SEL innenfor laks hørselsområde (20-500 Hz), men det må vurderes ut ifra hvor ofte og hvor mange eksponeringer fisken utsettes for.

5.5 - Referanser

Amundsen, J. 1984. Emulsjonsslurry – erfaringer med borhulsdiameter 2 1/2" – 4". Fjellsprengingtekknikk, berg-mekanikk, geoteknikk. Norsk jord -og fjellteknisk forbund.

Aune, M., Clorenne, D., Billand, P., Folegot, T., and Christensen, G. N. 2018. Vurdering av støy i forbindelse med undervannseksplosjoner i Båtsfjord. 60306–01. Akvaplan-niva.

Bowman, V., Jenkins, A. K., Dahl, P. H., Kotecki, S. E., Casper, B. M., Boerger, C., Smith, M. E., *et al.* 2024. Injuries to Pacific mackerel (Scomber japonicus) from underwater explosions. ICES Journal of Marine Science: fsae116.

Campana, E., Amato, E., Bełdowski, J., Berglind, R., Böttcher, C., Angell-Hansen, K., Camerlenghi, A., *et al.* 2016. RESEARCH AND INNOVATION TO ADDRESS MUNITIONS IN THE SEA BY JPI OCEANS (Joint Programming Initiative-Healthy and Productive Seas and Oceans).

Cole, R. H. 1948. Underwater Explosions. Dover Publications. 504 pp.

Croci, K., Arrigoni, M., BOYCE, C., Gabillet, C., Grandjean, H., Jacques, N., and Kerampran, S. 2014. Mitigation of underwater explosion effects by bubble curtains: experiments and modelling.

Dahl, P. H., Keith Jenkins, A., Casper, B., Kotecki, S. E., Bowman, V., Boerger, C., Dall'Osto, D. R., *et al.* 2020. Physical effects of sound exposure from underwater explosions on Pacific sardines (Sardinops sagax)a). The Journal of the Acoustical Society of America, 147: 2383–2395.

Dalen, J. 2009. Vurdering av påvirkninger på torskelarver og –yngel i landbasert oppdrettsanlegg fra sprengninger på land og i sjøbunnen og fra steinstøv i sjøvannet. Utredning for Advokatfirmaet Schjødt DA, Oslo. Havforskningsinstituttet.

Dalen, J. 2012. Utredning for Statens Vegvesen, region vest tilknyttet prosjektet «Tunnel Fv7, Haukanesberget, Granvin". Havforskningsinstituttet.

Domenico, S. N. 1982a. Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water—Part II: Field experiment | GEOPHYSICS. https://library.seg.org/doi/10.1190/1.1441341 (Accessed 6 October 2023).

Domenico, S. N. 1982b. Acoustic wave propagation in air-bubble curtains in water—Part I: History and theory. GEOPHYSICS, 47: 345–353. Society of Exploration Geophysicists.

Eliassen, R. A., and Iversen, M. 2004. Tålegrenser for fisk ved undersjøiske sprenginger, Kasusstudie fra Kystverkets utbedringsarbeid i Lovund Havn våren og sommeren 2004. 19/2004. Norland Research Institute.

Engås, A. 1989. FTFI_1989_Undersokelser_av_effekten_pa_torsk_i_maer_av_refraksjonsseiemiske_sprengninger_i_Oygarden_ https://dabred.imr.no/publications/sendFile/231/FTFI_1989_Undersokelser_av_effekten_pa_torsk_i_maer_av_re (Accessed 6 October 2023).

Fardal, R. 2005. MÅLING AV LYDTRYKK FRA UNDERSJØISKE MINEEKSPLOSJONER -.

Faulkner, S. G., Tonn, W. M., Welz, M., and Schmitt, D. R. 2006. Effects of Explosives on Incubating Lake Trout Eggs in the Canadian Arctic. North American Journal of Fisheries Management, 26: 833–842. Taylor & Francis.

Faulkner, S. G., Welz, M., Tonn, W. M., and Schmitt, D. R. 2008. Effects of Simulated Blasting on Mortality of Rainbow Trout Eggs. Transactions of the American Fisheries Society, 137: 1–12. AFS Website.

Fauske, A. 2007. Undervannssprenginger i nærheten av oppdrettsanlegg – begrensninger og krav til gjennomføring. Fjellsprengningsdagen, Bergmekanikkdagen, Geoteknikkdagen. Norsk Jord og Fjellteknisk Forbund.

Gaspin, J. 1975. Experimental Investigations of the Effects of Underwater Explosions on Swimbladder Fish. I. 1973 Chesapeake Bay Tests. https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA014561 (Accessed 6 October 2023).

Gaspin, J. B., and Price, R. S. 1972. The Underpressure Field from Explosions in Water as Modified by Cavitation. Naval Ordnance Lab. https://apps.dtic.mil/sti/citations/AD0744949 (Accessed 14 November 2024).

Gaspin, J. B., Wiley, M. L., and Peters, G. B. 1976. Experimental Investigations of the Effects of Underwater Explosions on Swimbladder Fish, II: 1975 Chesapeake Bay Tests: Defense Technical Information Center, Fort Belvoir, VA. http://www.dtic.mil/docs/citations/ADA376837 (Accessed 16 October 2023).

Govoni, J. J., West, M. A., Settle, L. R., Lynch, R. T., and Greene, M. D. 2008. Effects of Underwater Explosions on Larval Fish: Implications for a Coastal Engineering Project. Journal of Coastal Research: 228–233.

Grimsbø, E., and Kvadsheim, P. 2018. Sprengningsarbeider i sjø – effekter på marint liv og mulige tiltak (Blasting operations at sea – effects on marine life and possible actions). Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk.

Guidance to Manage the Risk to Marine Mammals from Man-made Sound Sources in Irish Waters. 2014. . Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht.

Higgins, A., Loiseau, J., and Mi, X. C. 2018. Detonation velocity/diameter relation in gelled explosive with inert inclusions. AIP Conference Proceedings, 1979: 100019.

Hveding, Ø. P. 2018. Sprengningsarbeid i Hagavika og mulig effekt på fisk. Oppdr.nr. 5164410, Dok.01, Ver.J02. Norconsult.

Iwama, G. K., and Alfonso, L. O. B. 2005. Stress in Fishes. *In* The Physiology of Fishes, Third edition. Taylor & Francis Group.

Jenkins, A. K., Dahl, P. H., Kotecki, S. E., Bowman, V., Casper, B., Boerger, C., and Popper, A. N. 2022. Physical effects of sound exposure from underwater explosions on Pacific mackerel (Scomber japonicus): Effects on non-auditory tissues. The Journal of the Acoustical Society of America, 151: 3947.

Johannessen, T. C., Johnsen, A., Dullum, O., and Bjerketveit, B. 2018. Trykkbølgedemping ved sprengning under vann: småskalatester av boblegardin og luftfylte materialer. 17/16837. Forsvarets forskningsinstitutt, Kjeller. https://bibsok.no/?tnr=9575155 (Accessed 14 November 2024).

Johansen, G., Kålås, S., and Kambestad, A. 1994. Vurdering av skader på fisk ved undervannssprenginger i Raudbergsbukta i Lærdal, Erfaringer fra sprengningsarbeidene høsten 1993 og våren 1994. 139. Rådgivende Biologer.

Keevin, T. M. 1997. The Environmental Effects of Underwater Explosions with Methods to Mitigate Impacts. https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA575523 (Accessed 6 October 2023).

Ketten, D. 1995. Estimates of blast injury and acoustic trauma zones for marine mammals from underwater explosions. https://csi-test.whoi.edu/sites/default/files/literature/Full%20Text_31/index.pdf (Accessed 6 October 2023).

Kiran, J. 2016. Undervannsdetonasjoner - en kort innføring. https://www.ffi.no/publikasjoner/arkiv/undervannsdetonasjoner-en-kort-innforing (Accessed 6 October 2023).

Kjellsby, E. 1993. Akustisk eksponering av fisk ved undervannssprengninger. https://www.ffi.no/publikasjoner/arkiv/akustisk-eksponering-av-fisk-ved-undervannssprengninger (Accessed 6 October 2023).

Kjellsby, E., and Kvalsvik, K. 1997. Begrensning av skade på marin fauna ved undervannssprenginger, Forsvarets Forskningsinstitutt. 97/04847. Forsvarets Forskningsinsitutt.

Koschinski, S. 2011. Underwater Noise Pollution From Munitions Clearance and Disposal, Possible Effects on Marine Vertebrates, and Its Mitigation. Marine Technology Society Journal, 45: 80–88.

Krise, W. 2011. Sensitivity of Atlantic Salmon Eggs to Mechanical Shock during the First Six Hours after Fertilization - Krise - 2001 - North American Journal of Aquaculture - Wiley Online Library. https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1577/1548-8454%282001%29063%3C0034%3ASOASET%3E2.0.CO%3B2 (Accessed 6 October 2023).

Kvadsheim, P., Søvik, A. A., Rokke, E., Kolstrup, M. L., Forland, T. N., Pedersen, G., Dale, O. B., *et al.* 2022. Risiko for skade på laksefisk i omkringliggende oppdrettsanlegg ved etablering av undervanns- skytefelt på Korsnes Fort. FFI-Rapport 2022.

Kvadsheim, P. H., Sivle, L. D., Hansen, R. R., and Karlsen, H. E. 2017. Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø.

Larsen, T., Kjellsby, E., and Olsen, S. 1993. Effekter av undervannssprengning på fisk. Working paper. Havforskningsinstituttet. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/195875 (Accessed 6 October 2023).

Laugesen, J. 2006. Pilotprosjekt i Trondheim havn, Boblegardin mot spregning av muddermasser. DNV Consulting Rapport, 2006–025.

McQueen, A. D., Wilkens, J. L., Katzenmeyer, A. W., Harrington, H. F., and Suedel, B. C. 2022. Assessing the Impacts of Dry Blasting on Fish Eggs in Adjacent Spawning Habitat. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 108: 190–195.

Meyer, R. 2002. Explosives | Wiley Online Books. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/3527600515 (Accessed 6 October 2023).

Petel, O. E., Mack, D., Higgins, A. J., Turcotte, R., and Chan, S. K. 2007. Minimum propagation diameter and thickness of high explosives. Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 20: 578–583.

Samuelsen, E. 1966. Boblegardin fremstillt ved hjelp av kruttgassgenerator. Norsk Forening for Fjellspregningsteknikk.

Schmidke, E. B. 2010. Schockwellendämpfung mit einem Luftblasenschleier zum Schutz der Meeressäuger

(Shock wave damping with an air bubble curtain to protect marine mammals). *In* Proceedings of DAGA 2010, pp. 689–690. Berlin.

Schmidke, E. B. 2012. “Schockwellend¨ampfung mit einem Luftblasenschleier im Flachwasser”, (Shock wave damping with an air bubble curtain in shallow water). *In* Proceedings of DAGA 2012, pp. 949–950. Darmstadt.

Simenstad, C. 1973. BIOLOGICAL EFFECTS OFUNDERGROUND NUCLEAR TESTING ON MARINE ORGANISMS. I. REVIEW OF DOCUMENTED SHOC]’. EFFECTS, DISCUGSIO1! Or MECHAMISf-’iS OF DAMAGE, AND PREDICTIONS OFAMCHITKA TEST EFFECTS. https://www.osti.gov/servlets/purl/4380585 (Accessed 6 October 2023).

Smith, M. E., Accomando, A. W., Bowman, V., Casper, B. M., Dahl, P. H., Jenkins, A. K., Kotecki, S., *et al.* 2022. Physical effects of sound exposure from underwater explosions on Pacific mackerel (Scomber japonicus): Effects on the inner ear. The Journal of the Acoustical Society of America, 152: 733.

Soldal, A. V. 1990. Minespregning ved Helligvær, effekten på laks i merd. Oppdragsrapport, Fangsseksjonen. Fiskeriteknisk forskningsinstitutt.

Svendsen, P. 2012. Reglement for eksplosivrydding under vann - Fastsettes til bruk i Sjøforsvaret. KNM Tordenskjold 2012.

Teleki, G. C., and Chamberlain, A. J. 1978. Acute Effects of Underwater Construction Blasting on Fishes in Long Point Bay, Lake Erie. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 35: 1191–1198. NRC Research Press.

Toresen, R., and Søvik, G. 2012. Anmodning om faglig innspill i Engsbøsaken. Ref.2009/1183, arkiv.nr. 008, løpenr. 1444/2012. Havforskningsinstituttet.

Trettenes, V. 2006. Effekter av undervannssprenginger på torsk Gadus Morhua. Observasjoner fra sprengingene ved Nedre Stedje i Sogndal kommune 2005. 6/2006. Høgskulen i Sogn og Fjordane.

von Benda-Beckmann, S., Aarts, G., Sertlek, H. O., Lucke, K., Verboom, W., Kastelein, R., Ketten, D., *et al.* 2015. Assessing the Impact of Underwater Clearance of Unexploded Ordnance on Harbour Porpoises (Phocoena phocoena) in the Southern North Sea. Aquatic Mammals, 41: 503–523.

Wright, D. G., and Hopky, G. E. 1998. Guidelines for the Use of Explosives In or Near Canadian Fisheries Waters. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2107.

Yelverton, J., Richmond, D. R., Fletcher, E. R., and Jones, R. K. 1973. Safe Distances from Underwater Explosions for Mammals and Birds. https://apps.dtic.mil/sti/citations/AD0766952 (Accessed 14 November 2024).

Yelverton, J. 1975. The Relationship between Fish Size and Their Response to Underwater Blast. https://apps.dtic.mil/sti/citations/ADA015970 (Accessed 6 October 2023).

6 - Vindkraft til havs

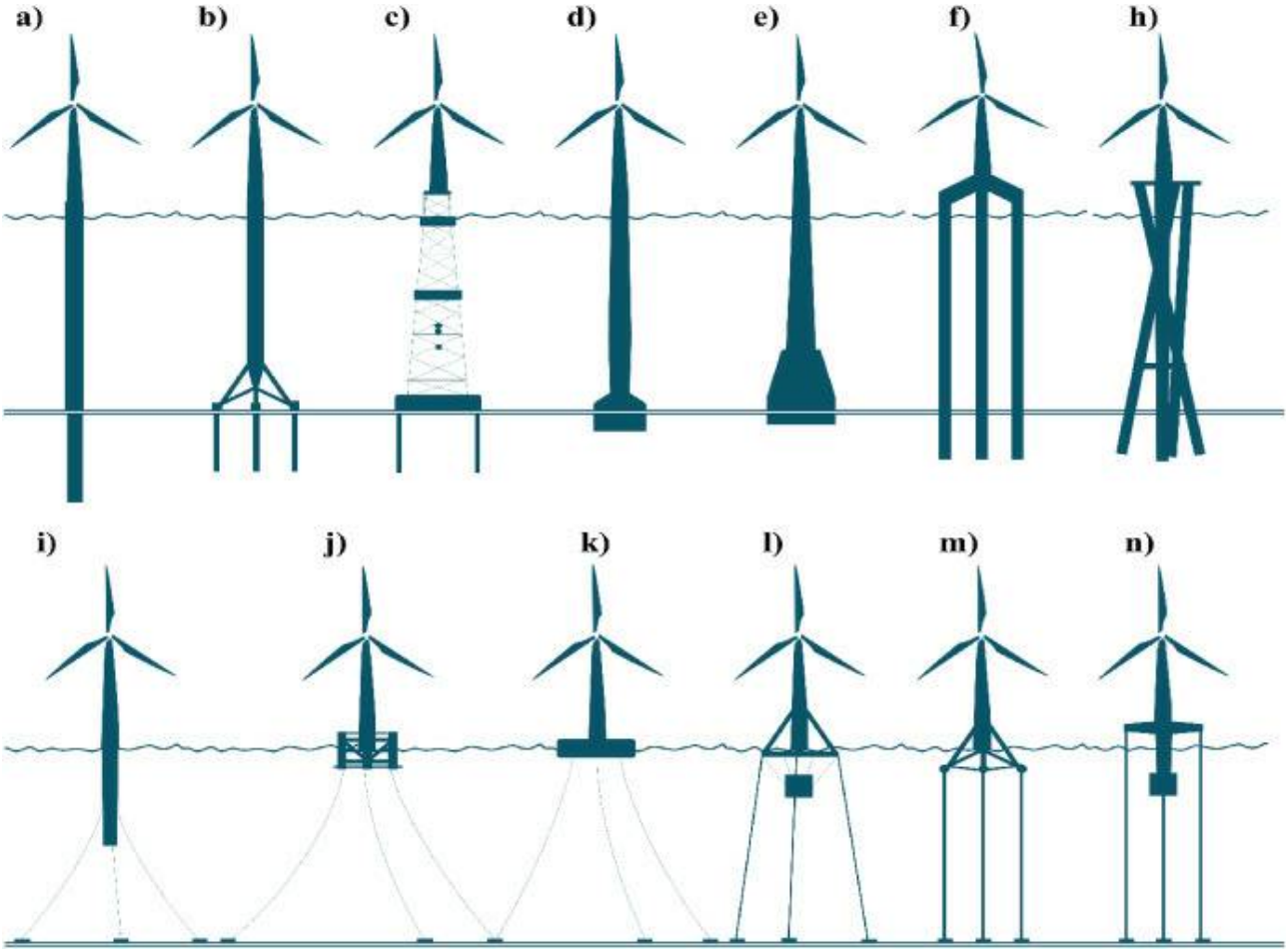
Miljøvennlig produksjon av energi er blitt langt viktigere de senere år, og vindturbiner er en av de kraftproduserende metoder som etter hvert har fått stor, internasjonal utbredelse. Havbaserte vindkraftanlegg er allerede i drift langs kysten av flere europeiske land, og i Norge har regjeringen nå åpnet to spesifikke havområder for vindkraftproduksjon: I juni 2020 ble det åpnet opp for at det kan søkes om konsesjon for bygging av havvind i områdene Utsira Nord og Sørlige Nordsjø II. (Drivenes *et al.* , 2010; Berg *et al.* , 2012) . Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har siden 2009 jobbet aktivt med å kartlegge egnede områder for havvindutbygging og har fått tildelt en koordinerende rolle i henhold til havvindutvikling fra myndighetenes side fra Energidepartementet. I 2010 identifiserte en arbeidsgruppe ledet av NVE 15 potensielle lokaliteter, men evalueringer av en nyetablert Direktoratsgruppe førte til anbefalinger for 20 nye områder i april 2023 for å støtte Norges mål om 30 GW havvind innen 2040 (NVE, 2023) . Utvelgelsesprosessen tar hensyn til ulike faktorer, inkludert teknisk egnethet, vindforhold, potensielle konflikter med andre marine aktiviteter (som fiskeri og skipsfart) og muligheter for nettilknytning. I 2023 ble det identifisert 20 utredningsområder som kan være egnet for slike anlegg. Det første kommersielle området for havvind etter havenergiloven som ble lagt ut i internasjonal auksjon i 2024, Sørlige Nordsjø II, var identifisert i første runde, men overlapper med et område som ble identifisert i andre runden, Sørvest F. OWF-anlegget er nå i konsesjonsstadiet og utredningsprogrammet er nylig fastsatt av energidepartementet. Selv om slike vindkraftanlegg representerer en mer miljøvennlig produksjonsform for energi enn f.eks. kraftverk basert på fossile energikilder, er det samtidig viktig å være klar over at også vindkraftanlegg vil påvirke det marine miljø. Vindkraftanleggene vil legge beslag på sjøareal og påvirke strømforhold, samt produsere støy og elektromagnetisk stråling som vil kunne påvirke marine økosystemer og ressursutnyttelsen av disse. For at havbaserte vindkraftanlegg skal kunne produsere mest mulig miljøvennlig energi er det derfor viktig å utrede og redusere eventuelle utilsiktede konsekvenser denne type anlegg vil kunne påføre det marine miljø.

I forbindelse med etablering av nye vindkraftanlegg, har Havforskningsinstituttet en rådgivende rolle på lik linje som for seismikk og bruk av eksplosiver, ved at Energidepartementet ber om råd om mulige effekter på havmiljø i forkant av etablering av nye anlegg. I denne rapporten fokuserer vi på beskrivelsen av mulige effekter av støy fra vindkraft anlegg til havs, men det minnes om at også andre påvirkningsområder blir introdusert av havvindaktiviteter som for eksempel forandringer av elektromagnetiske felt, strømningsmønstre i havsirkulasjonen eller lysfordelingen i vannsøylen.

6.1 - Kunnskapsgrunnlag om effekter støy fra vindkraftanlegg på marine organismer

Kunnskapsgrunnlaget er gjennomgått i detalj i en egen rapport (de Jong *et al.* , 2020b) og derfor bare kort oppsummert her , samt at det er lagt til ny kunnskap som har tilkommet etter den rapporten ble publisert . Vindkraftanlegg kan påvirke mange ulike aspekter ved marine samfunn, men da denne rapporten omhandler effekter av støy, er det kun den delen av påvirkningen som er behandlet her.

Vindkraftanlegg til havs lager lyd som er hørbar for de fleste fisk og sjøpattedyr. Lydene kan deles opp i konstruksjonsstøy; altså lyd fra oppføringen av vindturbinene, og produksjonsstøy; lyd fra vindturbinene i drift i tillegg til lyder fra økt skipstrafikk som følge av vedlikehold av vindturbinene, og eventuelt støy fra vedlikeholdsarbeid.



Figur 6. Eksempel på ulike typer fundament-typer for vindturbiner. a-h viser bunnmonterte fundament, men i - n viser ulike typer av forankringer for flytende vindturbiner. Figur uendret fra (Rezaei et al. , 2023, Figur 3 https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569123002971) med lisens CC BY-NC-ND 4.0. https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/

6.1.1 - Konstruksjonsstøy

Lydkilder i perioden der vindkraftanlegg blir bygget kan være pæling, boring, gravearbeid og økt båttrafikk. Konstruksjonsperioden kan vare i tre år (Mooney *et al.* , 2020) .

Støyen avhenger av hvilke type fundamenter som blir brukt på vindturbinene (Koschinski and Lüdemann, 2020) . Den mest brukte typen er enkle påler (monopiles) som kan brukes ved grunne vannområder (<40 m) (Rezaei *et al.* , 2023) , men flere ulike typer bunnmonterte fundamenter er i bruk og kan monteres på dyp opptil ca. 60 m (Rezaei *et al.* , 2023) . For bunnmonterte vindturbiner blir det ofte brukt pæling der en hydraulisk hammer dunker ned påler/søyler i havbunnen. Selve dunket på pålen med hammeren er hovedkilden til støyen. Slaget forårsaker bølger som brer seg nedover pålen og får hele pålen til å fungere som en lydkilde (Reinhall and Dahl, 2011) . Pælingen kan vare noen timer per påle. Impulsive lyder som dette beskrives gjerne ved spisstrykk (0-peak trykk) for å beskrive maksimaltrykket som er et mål på den høyeste positive eller laveste negative verdien i en definert periode, eller lydeksponeringsnivå (sound exposure level, SEL) for å beskrive energien i en lydpuls/hammerslag. Den samlede (kumulative) energien fra mange slag kan også beskrives ved å legge sammen energien i enkeltslagene over en periode. Spisstrykket kan være omtrent 220 dB re 1 µPa 10 meter fra en påle med diameter på 0.75 cm og 200 dB re 1 uPa 300 meter fra en påle med diameter på 5 meter (Dahl, 2015) . 1600 m fra pæling av en påle med diameter på ca. 2.5 m ble det målt spisstrykk på 190 dB re 1 µPa og

SEL på 165 dB re 1µPa ^{2} s (Betke, 2014) . Det ble også vist at for pæling er spisstrykket typisk 20 - 25 dB høyere enn SEL. Ved avstander på 1600 - 16 000 m fra pælingen er mesteparten av lyden i frekvensområdet rundt 50 -400 Hz, men lydnivået er høyere enn bakgrunnsstøyen fra under 20 Hz til ca. 10 kHz (Betke, 2014) . Varigheten på lydpulsene øker med avstand. 600 m fra kilden kan varigheten være ca. 0.1 sekund, men 17 km fra kilden kan varigheten være ca. 0.6 sekund (Betke, 2014) . Med 1 sekund mellom slagene vil lyden kunne oppfattes som kontinuerlig støy ved store avstander.

En alternativ metode til pæling er vibrasjonspæling der pålen blir vibrert ned i sedimentene (Tsetas *et al.* , 2024) . Dette lager ingen høye smell som for pæling, men vibrasjonslyden er kontinuerlig, så energien i lyden, SEL, blir omtrent den samme. Det ble vist at avstanden der fisk reagerte på lyden til vibrasjonspæling var 1,8 km, mens den var 4.8 km for pæling (Niu *et al.* , 2023) . Nivået på lyden er avhengig av vibrasjonsfrekvensen som blir brukt, hvor dypt pålen har trengt ned i bunnen og friksjonen mellom påle og havbunn (Molenkamp *et al.* , 2024) . Viss pålen blir dunket ned med en vinkel blir lydfeltet veldig påvirket av denne vinkelen (Amaral *et al.* , 2020) .

Når en påle blir banket eller vibrert ned i havbunnen blir det i tillegg til de vanlige lydbølgene (kompresjonsbølger) også generert flere bølgetyper i grensesjiktet mellom vann og undergrunn, og mellom lag i undergrunnen. Sholtebølger beveger seg i grensesjiktet mellom vann og havbunn (mellom et flytende og et fast stoff), og Stoneleybølger beveger seg i grensesjiktet mellom lag i havbunnen (mellom to faste stoff). Målinger kombinert med modellering av slike bølger ble gjort under installasjonen av Tysklands største havvindpark, (BO1) i Nordsjøen, for å sjekke sammenhengen mellom partikkelbevegelse og lydtrykk ved pæling (Bohne *et al.* , 2024) . Resultatene viste at på havbunnen er det Stoneley bølgene som dominerer partikkelbevegelsen inntil 200 m fra pålen, men disse bølgene kan bare bre seg i sjiktet mellom vannet og havbunnen og ikke oppover i vannet, derfor er det bare organismer på bunnen som blir utsatt for disse. Lenger unna enn 200 m var det kompresjonsbølgene som dominerte. I denne studien hadde Sholtebølgene ingen nevneverdig betydning som ble forklart med høy absorbsjon i de bløte øverste sedimentene.

Det finnes flere typer vindturbin fundamenter som ikke bruker pæling, for eksempel gravitasjonsfundament. Her blir en tykk sokkel/plattform, som er så tung og stor at den holder seg på plass ved hjelp av din egen vekt, plassert oppå havbunnen (som i Figur 6, e). I forkant må havbunnen undersøkes for å sjekke om sedimentene har nok bæreevne til å gi stabil støtte for en tung konstruksjon. Løse materialer blir gravd vekk (mudring) før det blir lagt ned en ramme som blir fylt med grus. Sokkelen er gjerne flaskeformet og hul og blir fylt med vann og sand på stedet. I noen tilfeller blir det brukt et stål-skjørt rundt som trenger ned i sedimentene for å gi ekstra støtte (Esteban *et al.* , 2015; Koschinski and Lüdemann, 2020) . Et annet alternativ er sugeanker eller sugepæler som blir festet til havbunnen ved å senke ned en stor, åpen sylinder ned i sedimentene og deretter pumpe ut vannet slik at det dannes et undertrykk på innsiden som gjør at sylinderen suger seg fast til bunnen (Figur 6, d) (Koschinski and Lüdemann, 2020) .

For havvind ved større dyp enn ca. 60 m kan flytende vindturbiner brukes, på dette området har det vært en veldig utvikling de siste årene (Díaz *et al.* , 2022) . Dette er også veldig aktuelt for norske havområder. I Nordsjøen er det installert flytende vindturbiner på dybder mellom 260 til 300 m (Rezaei *et al.* , 2023) . Dette er Norges første flytende vindkraft anlegg som består av 11 vindturbiner som skal forsyne oljeplattformene i Gullfaks og Snorre områdene med strøm. Flytende vindturbiner flyter ikke rundt, men blir forankret til havbunnen og holdt på plass av kjetting, stålvaier eller syntetiske tau (Díaz *et al.* , 2022) . Det er flere ulike forankringsmetoder som kan brukes (Díaz *et al.* , 2022; Rezaei *et al.* , 2023) (Figur 6, i-n). Støy i forbindelse med konstruksjonen av forankringene kommer an på hvilken type forankring som blir brukt. Dette kan være sugeanker, forankring ved tung ballastvekt, eller små påler som blir festet til bunnen ved pæling eller boring

(Koschinski and Lüdemann, 2020) . Så lenge pæling og boring ikke er nødvendig blir konstruksjonsstøyen mye lavere for denne typen vindturbiner.

6.1.1.1 - Effekter på marine dyr fra konstruksjonsstøy

I utbyggingsfasen kan lyd fra konstruksjonsarbeid som pæling skade hørsel og skremme vekk mobile dyr. Det har vært gjort mange studier på respons hos nise til pæling, og påvist at disse reagerer ved å svømme unna og unngå områder opp til ca. 25 km unna (eks. (Tougaard *et al.* , 2009; Dähne *et al.* , 2013; Brandt *et al.* , 2018)) samt å redusere beiteaktivitet (Benhemma-Le Gall *et al.* , 2023) . Sel er påvist å unnvike områder med pæling (Russell *et al.* , 2016) .

Tiltak som boblegardiner kan redusere lydnivået betydelig. Det brukes også ofte såkalte akustiske alarmer (ADD) i forkant av pælingen, for å rett og slett skremme bort niser og andre delfinarter fra nærområdet slik at de ikke utsettes for lydnivåer som kan gi hørselskade (eks. Brandt *et al.* , 2013; Graham *et al.* , 2023) . Fisk, derimot, beveger seg som oftest ikke vekk fra lydkilden, som gjør at ADD sannsynligvis ikke kan erstatte boblegardin eller andre støydempende tiltak.

Forskning på effekter av lyd fra vindkraftanlegg på marine dyr har primært fokusert på utbyggingsfasen, men likevel vet man fortsatt lite om påviste effekter på enkeltindivider kan føre til effekter på populasjonsnivå.

Til konstruksjon av flytende turbiner brukes vanligvis ikke pæling, men boring kan fortsatt være en del av konstruksjonsarbeid avhengig av hvilken ankermåte som blir brukt. En annen metodikk som har vært brukt i Storbritannia er såkalt “gravity based foundations”, som er vist å gi mindre unnvikelse av konstruksjonsområdet for niser (Potlock *et al.* , 2023) .

Skipstrafikk vil øke i konstruksjonsfasen av alle vindkraftanlegg, og også dette medfører områdeunnvikelse av niser (Benhemma-Le Gall *et al.* , 2023; Potlock *et al.* , 2023) . Denne unnvikelsen er ikke like omfattende, opp til rundt 4 km, men kanskje vel så viktig da tilstedeværelsen av fartøy som regel er konstant gjennom hele produksjonsfasen, mens selve pælingen foregår rundt 10% av tiden (Benhemma-Le Gall *et al.* , 2023) .

Pæling kan gi direkte skade hos fisk (Halvorsen *et al.* , 2012) . I felt har det blitt vist at fisk kan endre adferd under pæling, men fisk ble ikke skremt vekk fra området under pæling (van der Knaap *et al.* , 2021) . Det er også ennå ikke vist at ADD skremmer vekk fisk i forkant av pæling. ADD som brukes i pæling er rettet mot sjøpattedyr og bruker frekvensnivåer som er høyere enn det fisk hører. Hvis fisk blir i samme område under pæling er det høyere risiko for skade, fordi de blir utsatt for gjentatte lyder (Halvorsen *et al.* , 2012) . Støydempende tiltak kan redusere antall fisk som blir utsatt for skade og dødelighet ved å redusere arealet hvor lydnivået er over et skadelig nivå.

6.1.2 - Produksjonsstøy

Lydnivået av vindturbiner er mye lavere enn lydene under konstruksjonsfasen, men dette er kontinuerlig lyd som er der så lenge vindturbinene er i drift, så tidsaspektet er derfor mye lengre enn for produksjonsstøyen. Lydnivået varierer og vil i stor grad påvirkes av vindstyrke (Pangerc *et al.* , 2016; Siddagangaiah *et al.* , 2024) . Produksjonstøy fra vindturbiner er også vist å være lavere enn skipsstøy (Tougaard *et al.* , 2020) , men også her vil tidsaspektet ha betydning siden et skip passerer fordi, mens en vindpark består over flere tiår. I noen tilfeller kan lyden fra vindturbinene være lavere enn bakgrunnsstøyen selv ved avstander på 70-100 m fra turbinen (Holme *et al.* , 2023) , men i dette tilfellet var det høy bakgrunnsstøy.

Lyden som brer seg i luft fra rotasjonsbladene blir nesten fullstendig reflektert fra havoverflaten og får liten betydning under vann (Tougaard *et al.* , 2009; Betke, 2014) . Under vann kommer støy fra vindturbiner hovedsakelig fra girkassen og fra generatoren som brer seg nedover tårnet og ut i vannet og i undergrunnen.

Mekaniske deler som roterer resulterer ofte i ekstra høy lyd på smale frekvensbånd, der frekvensen er direkte knyttet til antall mekaniske svingninger/rotasjoner/vibrasjoner per sekund (toner). Vindkraftanlegg kan påvirke oseanografiske forhold som videre kan påvirke lydutbredelsen i vannet; lagdeling/sjikt som påvirker lydutbredelse, temperatur som påvirker lydhastighet.

Det er flere eksempler på målt produksjonsstøy fra vindturbiner i litteraturen målt i ulike avstander fra en eller flere vindturbiner. Nær vindturbinene (1-50 m) er det forhøyet bakgrunnsstøy over et bredt frekvensspekter fra 10 - 1000 Hz i tillegg til at det er enkelte frekvenser som skiller seg ut med høyere topper (toner). Frekvensen til tonene avhenger av vindturbintype og vindhastighet (Wahlberg and Westerberg, 2005; Tougaard *et al.* , 2009; Cheesman, 2016; Pangerc *et al.* , 2016) . Ved større avstander (>100 m) ser man gjerne bare tonene som skiller seg ut (Thomsen *et al.* , 2006; Betke, 2014) .

På Hywind Demo, som var en av de første flytende turbiner i norske farvann, ble det i tillegg til den lave kontinuerlige lyden fra turbinen målt høye transiente lyder som sannsynligvis kom fra strekk i ankerkjettingene (Martin *et al.* , 2011; Burns *et al.* , 2022) . På Hywind Scotland ble det målt lavere transiente lyder, men i tillegg litt høyere kontinuerlige toner enn tidligere beskrevet for havvindanlegg (Wahlberg and Westerberg, 2005; Burns *et al.* , 2022) . En sammenligning mellom flytende vindturbiner fra Hywind Scotland og Kincardine viste at begge hadde lignende støy med mest lyd under 200 Hz, men at det oftere var transiente lyder fra Kincardine, for eksempel mellom 1000-5000 transiente lyder per døgn, det blir derfor påpekt at det er viktig å inkludere støy fra både turbinen og fra forankringen når en ser på produksjonstøyen til flytende vindturbiner (Risch *et al.* , 2023) . Generelt sett er det mye variasjon mellom anlegg i lydnivå (Tougaard *et al.* , 2020; Stöber and Thomsen, 2021) . Dette åpner for avbøtende tiltak, som å bruke de minst støyende turbinene og eventuelt tilpasse lydnivå og -karakteristikker for å unngå frekvenser som er særlig viktige for de mest sensitive artene i området der anlegget bygges. Et konkret avbøtende tiltak kan være å dekke den delen av vindturbinen som er under vann med et materiale som demper lydbølgene som brer seg fra tårnet til vannet som vist teoretisk i (Zhou and Guo, 2023) .

6.1.2.1 - Effekter på marine dyr av produksjonsstøy

Flere rapporter har beskrevet effekter og kunnskapshull om effekter av støy i utbyggingsfase (Thomsen *et al.* , 2006; Copping and Hemery, 2020; Farr *et al.* , 2021) . Det blir argumentert at fordi støy i utbyggingsfasen er mye høyere en støy i driftsfasen, er risikoen for påvirkning størst i den perioden. Imidlertid er utbyggingsfasen begrenset i tid (måneder), mens produksjonsfasen mye mer langvarig (tiår) og støyen her kontinuerlig. Dette påvirker særlig de dyrene som lever i eller nært selve området til vindkraftanlegget (Tougaard *et al.* , 2009; Marmo, 2013) . Mange dyr, fra krepsdyr til hval hører, bruker, og kan bli forstyrret av lyd (oppsummert i (Kvadsheim et al. , 2020)). Støy kan dermed påvirke for eksempel predator-byttedyr interaksjoner (Simpson *et al.* , 2016) , reproduksjon (de Jong *et al.* , 2020a) og hvordan evertebrater påvirker økosystemet (Solan *et al.* , 2016) .

En studie fant at to forskjellige fiskekor ble påvirket av både pæling og produksjonsstøy, med ett kor som økte både i intensitet og varighet under driftsfasen sammenlignet med året før utbygging, mens andre endringer ikke var signifikante (Siddagangaiah *et al.* , 2022) . Det er imidlertid uklart om disse endringene oppstod fra endringer i fiskens vokaliseringsatferd, ved at de prøvde å kompensere for høyere lydnivåer ved å synge lengre og høyere, eller endringer i mengden av fisk på grunn av tiltrekning til stedet. Selve støynivået til turbinene korrelerte ikke med endringer i fiskekoret under drift (Siddagangaiah *et al.* , 2024) .

For sjøpattedyr er det estimert at støyen fra turbinene sannsynligvis ikke vil gi hørselsskader for hverken sel eller nise (Tougaard *et al.* , 2009) . En studie i Nederland viste at det var mer niser inne i havvind anlegg sammenliknet med i kontrollområder (Scheidat *et al.* , 2011) . Også i belgiske farvann, hvor det er det gjort

omfattende overvåkning av niser med fly over flere sesonger og år, og det ble funnet en marginal, men ikke signifikant korrelasjon med økende antall observasjoner av niser i nærheten av eksisterende havvind anlegg (Deagrer, S. *et al.* , 2023) . Dette kan være en indikasjon at lyden ikke er så forstyrrende at de unnviker, men god tilgang på mat i slike anlegg kan også være grunn til å oppsøke dem.

Det har vært vanskelig å finne en måte å kvantifisere ulike arters eksponering for kontinuerlig lyd i havet, men det har blitt foreslått å bruke en kombinasjon av andelen av en populasjon som utsettes for økt lydnivå og hvor mye av tiden populasjonen blir utsatt (Merchant *et al.* , 2018) . Den metoden gir en målestokk for hvor utbredt lydpåvirkningen er, men den er fortsatt avhengig av at man setter en grenseverdi hvorunder støynivået er antatt akseptabelt. Fordelen med å bruke denne metoden er at man kan planlegge vindkraftanlegg på et sted hvor man unngår overlapp med viktige populasjoner.

6.2 - Konsekvensvurdering

Støy kan sammen med andre effekter av vindkraftanlegg (eks. endringer i elektromagnetiske felt og strøm-mønster) føre til at habitatet endres, som potensielt kan gi negative effekter som nedsatt reproduksjon og/eller økt dødelighet. For å få oversikt over de reelle effektene av vindkraft til havs er det viktig å se effektene i sammenheng og trekke konklusjoner på populasjonsnivå.

Støy fra pæling kan føre til at sel unngår områdene. Pæling bør derfor unngås i områder med høye konsentrasjoner av sel, og under viktig aktivitet som kasteperiode og hårfelling.

For vindkraftkonsesjoner bør det derfor gjennomføres prosjektspesifikke evalueringer av mulige effekter på miljø og etableres overvåkingsprogram med relevante før- og etterundersøkelser for å skaffe et godt grunnlag om anleggenes påvirkning på marine organismer, både i anleggs- og driftsfasen. Kartlegging av bunntilknyttede organismesamfunn bør gjennomføres i de aktuelle områdene dersom slik informasjon mangler, og anleggene bør i minst mulig grad lokaliseres i områder med forekomster av viktige og sårbare ressurser og naturtyper, inkludert konsentrerte gyteområder og vandringsruter til økonomisk og økologisk viktige fiskebestander (de Jong *et al.* , 2020b) .

I utbyggingsfasen kan lyd fra konstruksjonsarbeid som pæling skade hørsel og føre til en skremmeeffekt for både fisk og sjøpattedyr, men tiltak som boblegardiner kan redusere lydnivået betydelig. For flytende vindturbiner kan det brukes sugeanker for å unngå boring. Det bør brukes forankringsmåter som ikke lager kraftig lyd ved bevegelse.

Kontinuerlig lavfrekvent støy fra turbinene i driftsfasen vil først og fremst påvirke dyrene inne i og nært vindkraftanleggene. Siden bunndyr etablerer seg i området og fisk ofte blir tiltrukket til anleggene, blir disse gruppene utsatt for produksjonsstøy over lengre tid. Kontinuerlig lavfrekvent støy kan påvirke atferd som, for eksempel, bunnmiksing, beiting, reproduksjon, antipredator adferd og kommunikasjon, men hvor store disse effektene er sammenlignet med positive effekter av økt mattilgang og ly i vindkraftanlegg er ukjent. Det er også kunnskapshull omkring marine dyrs evne til å tilpasse seg støypåvirkninger over tid.

Det er også særdeles viktig å inneha generell kunnskap om både biodiversitet og hvordan de ulike dyrene bruker området som er tiltenkt havvind. Slik kunnskap kan innhentes ved å overvåke områdene over tid (2-3 år) i forkant av at utbyggingen starter. Uten slik forkunnskap vil det være særdeles vanskelig å se hvilke effekter et havvindanlegg vil ha på det marine økosystemet, særlig på mindre skala. Det er mulig å få god kunnskap med relativt enkle observasjoner, som f.eks. ved bruk at hydrofoner for å kartlegge tilstedeværelse av vokale arter som mange sjøpattedyr og fisk (Holdman *et al.* , 2023; Van Parijs *et al.* , 2023) . For mange arter av sjøpattedyr kan en også bruke vokalisering til å identifisere om vokalisering kommer fra spesifikke typer av bestanden, eks

mor-kalv par eller enslige hanner (Westell *et al.* , 2024) eller hvilken adferd de har (beiting, sosialisering etc.).

Det er også viktig å påpeke at mange effekter av slik kronisk lydforstyrrelse som et havvindanlegg medfører ikke alltid er intuitive, og gjerne vil inntreffe som en konsekvens av endringer av økosystem og artsdiversitet og dette avdekkes kun med å overvåke økosystemet over mange år (Kok *et al.* , 2023) .

6.3 - Råd for støy ifm. vindkraftanlegg

Kunnskapen om miljøeffekter av vindkraftanlegg til havs er fortsatt mangelfull, og derfor er det sannsynlig at rådene kommer til å endres de neste årene, etter hvert som mer kunnskap kommer til.

Da det er knyttet betydelig usikkerhet til omfanget av miljøeffekter fra vindkraftanlegg i norske farvann fraråder Havforskningsinstituttet foreløpig utbygging i områder som er spesielt viktige for ulike marine dyr. Dette omfatter gyteområder for fisk og kaste og beiteområder for sjøpattedyrarter. Utbygging bør også unngås i områder som er viktig for det marine økosystemet som for eksempel områdene rundt Lofoten, eller sårbare områder som korallrev.

Rådene som står oppgitt her er kun dem som er direkte knyttet til effekter av støy. Fullstendig liste over råd for utbygging av vindkraft til havs finnes i (de Jong *et al.* , 2020b) .

- Havforskningsinstituttet fraråder vindkraftutbygging i områder som er spesielt viktig for økosystemet og bestander som er viktig for bærekraftig bruk av ressurser, som gyteområder og gytevandringsruter for fisk, kasteområder for sel og beiteområder for sjøpattedyr. Hvilke arter som inkluderes, vurderes ut ifra hvilke som har en risiko for populasjonseffekt som følge av påvirkningen. Hvilke områder dette gjelder, sammenfaller med rådgivningskartene for seismikk, men uten buffersoner. Disse er gjennomgått i Vedlegg 1.
- Havforskningsinstituttet anbefaler bruk av støydempende tiltak som boblegardin under utbygging, og at man unngår utbyggingsarbeid i gyteperioder for fisk dersom det foregår gyting i nærheten, eller at dokumenteres at lydnivået i gyteområdet ikke overstiger 145 dB re1µPa^{2}s (over 10 sekunder) (se Vedlegg III), samt beite og kasteperioder for sjøpattedyr.
- Havforskningsinstituttet anbefaler bruk av akustisk «skremme» utstyr (ADD) før oppstart ved pæling i tillegg til støydempende tiltak under utbygging i områder med forekomst av sensitive sjøpattedyrarter som nise.
- Havforskningsinstituttet anbefaler bruk av materialer i fortøyning av flytende vindturbiner som lager minst mulig støy ved bevegelser av turbinene, f.eks. unngå støy ved rykking og napping i forankring.
- Havforskningsinstituttet anbefaler 3 år med forundersøkelser før etablering av et nytt havvind anlegg. Innsamlete data bør være åpent tilgjengelig.

6.4 - Referanser

Amaral, J. L., Miller, J. H., Potty, G. R., Vigness-Raposa, K. J., Frankel, A. S., Lin, Y.-T., Newhall, A. E., *et al.* 2020. Characterization of impact pile driving signals during installation of offshore wind turbine foundations. The Journal of the Acoustical Society of America, 147: 2323–2333. Acoustical Society of America (ASA).

Benhemma-Le Gall, A., Thompson, P., Merchant, N., and Graham, I. 2023. Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. Environmental Impact Assessment Review, 103: 107271.

Berg, K., Carlsen, M., Eirum, T., Jakobsen, S., Johnson, N., Mindeberg, S., Nybakke, K., *et al.* 2012. HAVVIND

Strategisk konsekvensutredning. 47–12. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo. https://publikasjoner.nve.no/rapport/2012/rapport2012_47.pdf.

Betke, K. 2014. Underwater construction and operational noise at alpha ventus. *In* Ecological Research at the Offshore Windfarm alpha ventus: Challenges, Results and Perspectives, pp. 171–180. Ed. by Federal Maritime and Hydrographic Agency and N. C. and N. S. Federal Ministry for the Environment. Springer Fachmedien, Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-658-02462-8_15 (Accessed 16 October 2024).

Bohne, T., Grießmann, T., and Rolfes, R. 2024. Comprehensive analysis of the seismic wave fields generated by offshore pile driving: A case study at the BARD Offshore 1 offshore wind farm. The Journal of the Acoustical Society of America, 155: 1856–1867.

Brandt, M., Höschle, C., Diederichs, A., Betke, K., Matuschek, R., and Nehls, G. 2013. Seal scarers as a tool to deter harbour porpoises from offshore construction sites. Marine Ecology Progress Series, 475: 291–302.

Brandt, M., Dragon, A., Diederichs, A., Bellmann, M., Wahl, V., Piper, W., Nabe-Nielsen, J., *et al.* 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. Marine Ecology Progress Series, 596: 213–232.

Burns, R. D. J., Martin, S. B., and M.A. Wood, C.C. Wilson, C.E. Lumsden, and F. Pace. 2022. Hywind Scotland Floating Offshore Wind Farm: Sound Source Characterisation of Operational Floating Turbines. Technical report by JASCO Applied Sciences for Equinor Energy AS, Document 02521,. https://cdn.equinor.com/files/h61q9gi9/global/f7e7b24cd5d4291a0c7ebb7eb17baa83f452a513.pdf?equinor-hywind-scotland-sound-source-characterisation.pdf (Accessed 16 October 2023).

Cheesman, S. 2016. Measurements of Operational Wind Turbine Noise in UK Waters. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life II, pp. 153–160. Ed. by A. N. Popper and A. Hawkins. Springer New York, New York, NY. https://link.springer.com/10.1007/978-1-4939-2981-8_18 (Accessed 24 September 2024).

Copping, A., and Hemery, L. 2020. OES-Environmental 2020 State of the Science Report: Environmental Effects of Marine Renewable Energy Development Around the World. Report for Ocean Energy Systems (OES). PNNL--29976, 1632878. https://www.osti.gov/servlets/purl/1632878/ (Accessed 24 September 2024).

Dahl, P. H. 2015. The Underwater Sound Field from Impact Pile Driving and Its Potential Effects on Marine Life. https://acousticstoday.org/wp-content/uploads/2015/06/The-Underwater-Sound-Field-from-Impact-Pile-Driving-and-Its-Potential-Effects-on-Marine-Life-Peter-H.-Dahl-Christ-A.-F.-de-Jong-and-Arthur-N.-Popper.pdf (Accessed 6 October 2023).

Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J., *et al.* 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. Environmental Research Letters, 8: 025002.

de Jong, K., Forland, T. N., Amorim, M. C. P., Rieucau, G., Slabbekoorn, H., and Sivle, L. D. 2020a. Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 30: 245–268. Springer.

de Jong, K., Steen, H., Forland, T. N., Wehde, H., Nyqvist, D., Falkenhaug, T., and Biuw, M. 2020b. Potensielle effekter av havvindanlegg på havmiljøet: 42.

Deagrer, S., Brabant, R., Rumes, B., and 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://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/winmon_report_2023_final.pdf.

Díaz, H., Serna, J., Nieto, J., and Guedes Soares, C. 2022. Market Needs, Opportunities and Barriers for the Floating Wind Industry. Journal of Marine Science and Engineering, 10: 934. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

Drivenes, A., Eirum, T., Johnson, N., Mindeberg, S., Lunde, S., Undem, L., Veggeland, K., *et al.* 2010. HAVVIND Forslag til utredningsområde. Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo. https://publikasjoner.nve.no/diverse/2010/havvind2010.pdf.

Esteban, M. D., Couñago, B., López-Gutiérrez, J. S., Negro, V., and Vellisco, F. 2015. Gravity based support structures for offshore wind turbine generators: Review of the installation process. Ocean Engineering, 110: 281–291.

Farr, H., Ruttenberg, B., Walter, R. K., Wang, Y.-H., and White, C. 2021. Potential environmental effects of deepwater floating offshore wind energy facilities. Ocean & Coastal Management, 207: 105611.

Graham, I. M., Gillespie, D., Gkikopoulou, K. C., Hastie, G. D., and Thompson, P. M. 2023. Directional hydrophone clusters reveal evasive responses of small cetaceans to disturbance during construction at offshore windfarms. Biology Letters, 19. Royal Society Publishing.

Halvorsen, M. B., Casper, B. M., Carlson, T. J., Woodley, C. M., and Popper, A. N. 2012. Assessment of Barotrauma Injury and Cumulative Sound Exposure Level in Salmon After Exposure to Impulsive Sound. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 235–237. Ed. by A. N. Popper and A. Hawkins. Springer New York, New York, NY. http://link.springer.com/10.1007/978-1-4419-7311-5_52 (Accessed 24 September 2024).

Holdman, A. K., Tregenza, N., Van Parijs, S. M., and DeAngelis, A. I. 2023. Acoustic ecology of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) between two U.S. offshore wind energy areas. ICES Journal of Marine Science. https://academic.oup.com/icesjms/advance-article/doi/10.1093/icesjms/fsad150/7301222.

Holme, C. T., Simurda, M., Gerlach, S., and Bellmann, M. A. 2023. Relation Between Underwater Noise and Operating Offshore Wind Turbines. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life: Principles and Practical Considerations, pp. 1–13. Ed. by A. N. Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, and F. Thomsen. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_66-1 (Accessed 18 August 2024).

Kok, A. C. M., Berkhout, B. W., Carlson, N. V., Evans, N. P., Khan, N., Potvin, D. A., Radford, A. N., *et al.* 2023. How chronic anthropogenic noise can affect wildlife communities. Frontiers in Ecology and Evolution, 11: 1130075.

Koschinski, S., and Lüdemann, K. 2020. Noise mitigation for the construction of increasingly large offshore wind turbines. Report commissioned by the Federal Agency for Nature Conservation, Isle of Vilm, Germany.

Kvadsheim, P. H., Forland, T. N., De Jong, K., Nyqvist, D., Grimsbø, E., and Sivle, L. D. 2020. Effekter av støyforurensning på havmiljø – kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. FFI-Rapport, 20.

Marmo, B. (Ed). 2013. Modelling of noise effects of operational offshore wind turbines including noise transmission through various foundation types. Scottish marine and freshwater science. The Scottish Government, Edinburgh. 100 pp.

Martin, B., MacDonnell, J., Vallarta, J., Lumsden, E., Burns, R., and Farm, S. C. 2011. HYWIND Acoustic Measurement Report. https://www.jasco.com/s/Equinor-Hywind-Acoustic-Measurement-Report-JASCO-00229-December-2011.pdf (Accessed 23 October 2024).

Merchant, N. D., Faulkner, R. C., and Martinez, R. 2018. Marine Noise Budgets in Practice. Conservation Letters, 11: e12420.

Molenkamp, T., Tsetas, A., Tsouvalas, A., and Metrikine, A. 2024. Underwater noise from vibratory pile driving with non-linear frictional pile–soil interaction. Journal of Sound and Vibration, 576: 118298.

Mooney, T. A., Andersson, M. H., and 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. Oceanography Society.

Niu, F., Xie, J., Zhang, X., Xue, R., Chen, B., Liu, Z., and Yang, Y. 2023. Assessing differences in acoustic characteristics from impact and vibratory pile installation and their potential effects on the large yellow croaker (Pseudosciaena crocea). Frontiers in Marine Science, 10. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2023.1106980 (Accessed 15 October 2023).

NVE. 2023, April 25. Identifisering av utredningsområder for havvind. https://veiledere.nve.no/havvind/identifisering-av-utredningsomrader-for-havvind/ (Accessed 27 November 2024).

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

Potlock, K. M., Temple, A. J., and Berggren, P. 2023. Offshore construction using gravity-base foundations indicates no long-term impacts on dolphins and harbour porpoise. Marine Biology, 170: 92.

Reinhall, P. G., and Dahl, P. H. 2011. Underwater Mach wave radiation from impact pile driving: Theory and observation. The Journal of the Acoustical Society of America, 130: 1209–1216.

Rezaei, F., Contestabile, P., Vicinanza, D., and Azzellino, A. 2023. Towards understanding environmental and cumulative impacts of floating wind farms: Lessons learned from the fixed-bottom offshore wind farms. Ocean & Coastal Management, 243: 106772.

Risch, D., Favill, G., Marmo, B., and Van Geel, N. 2023. Characterisation of underwater operational noise of two types of floating offshore wind turbines.

Russell, D. J. F., Hastie, G. D., Thompson, D., Janik, V. M., Hammond, P. S., Scott-Hayward, L. A. S., Matthiopoulos, J., *et al.* 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. Journal of Applied Ecology, 53: 1642–1652.

Scheidat, M., Tougaard, J., Brasseur, S., Carstensen, J., Van Polanen Petel, T., Teilmann, J., and Reijnders, P. 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. Environmental Research Letters, 6: 025102.

Siddagangaiah, S., Chen, C., Hu, W., and Pieretti, N. 2022. Impact of pile-driving and offshore windfarm operational noise on fish chorusing. Remote Sensing in Ecology and Conservation, 8: 119–134.

Siddagangaiah, S., Fang Chen, C.-, Hu, W.-C., Akamatsu, T., and Pieretti, N. 2024. Assessing the influence of offshore wind turbine noise on seasonal fish chorusing. ICES Journal of Marine Science: fsae061.

Simpson, S. D., Radford, A. N., Nedelec, S. L., Ferrari, M. C. O., Chivers, D. P., McCormick, M. I., and Meekan, M. G. 2016. Anthropogenic noise increases fish mortality by predation. Nature Communications, 7: 10544.

Solan, M., Hauton, C., Godbold, J. A., Wood, C. L., Leighton, T. G., and White, P. 2016. Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. Scientific Reports, 6: 20540.

Stöber, U., and Thomsen, F. 2021. How could operational underwater sound from future offshore wind turbines impact marine life? The Journal of the Acoustical Society of America, 149: 1791–1795.

Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R., and Piper, W. 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.

Tougaard, J., Henriksen, O. D., and Miller, L. A. 2009. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: Estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. The Journal of the Acoustical Society of America, 125: 3766–3773.

Tougaard, J., Hermannsen, L., and Madsen, P. T. 2020. How loud is the underwater noise from operating offshore wind turbines? The Journal of the Acoustical Society of America, 148: 2885–2893. Acoustical Society of America (ASA).

Tsetas, A., Kementzetzidis, E., Gómez, S. S., Molenkamp, T., Elkadi, A. S. K., Pisanò, F., Tsouvalas, A., *et al.* 2024. Gentle Driving of Piles: Field Observations, Quantitative Analysis and Further Development. OnePetro. https://dx.doi.org/10.4043/35156-MS (Accessed 21 August 2024).

van der Knaap, I., Reubens, J., Thomas, L., Ainslie, M. A., Winter, H. V., Hubert, J., Martin, B., *et al.* 2021. Effects of a seismic survey on movement of free-ranging Atlantic cod. Current Biology, 31: 1555-1562.e4. Cell Press.

Van Parijs, S. M., DeAngelis, A. I., Aldrich, T., Gordon, R., Holdman, A., McCordic, J. A., Mouy, X., *et al.* 2023. Establishing baselines for predicting change in ambient sound metrics, marine mammal, and vessel occurrence within a US offshore wind energy area. ICES Journal of Marine Science: fsad148.

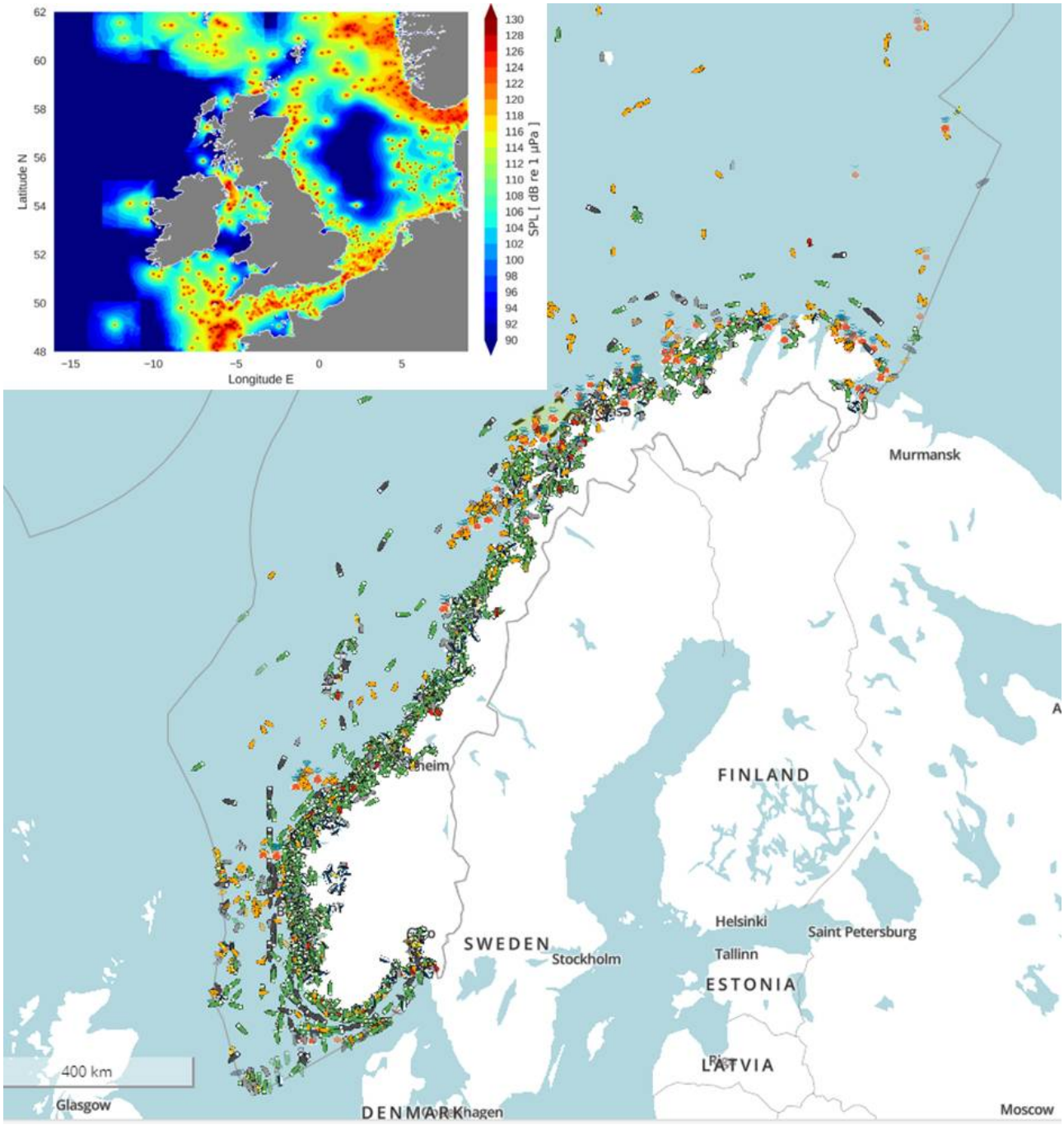
Wahlberg, M., and Westerberg, H. 2005. Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore wind farms. Marine Ecology Progress Series, 288: 295–309.

Westell, A., Rowell, T. J., Posdaljian, N., Solsona-Berga, A., Van Parijs, S. M., and DeAngelis, A. I. 2024. Acoustic presence and demographics of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) off southern New England and near a US offshore wind energy area. ICES Journal of Marine Science: fsae012.

Zhou, T., and Guo, J. 2023. Underwater noise reduction of offshore wind turbine using compact circular liner. Applied Energy, 329: 120271.

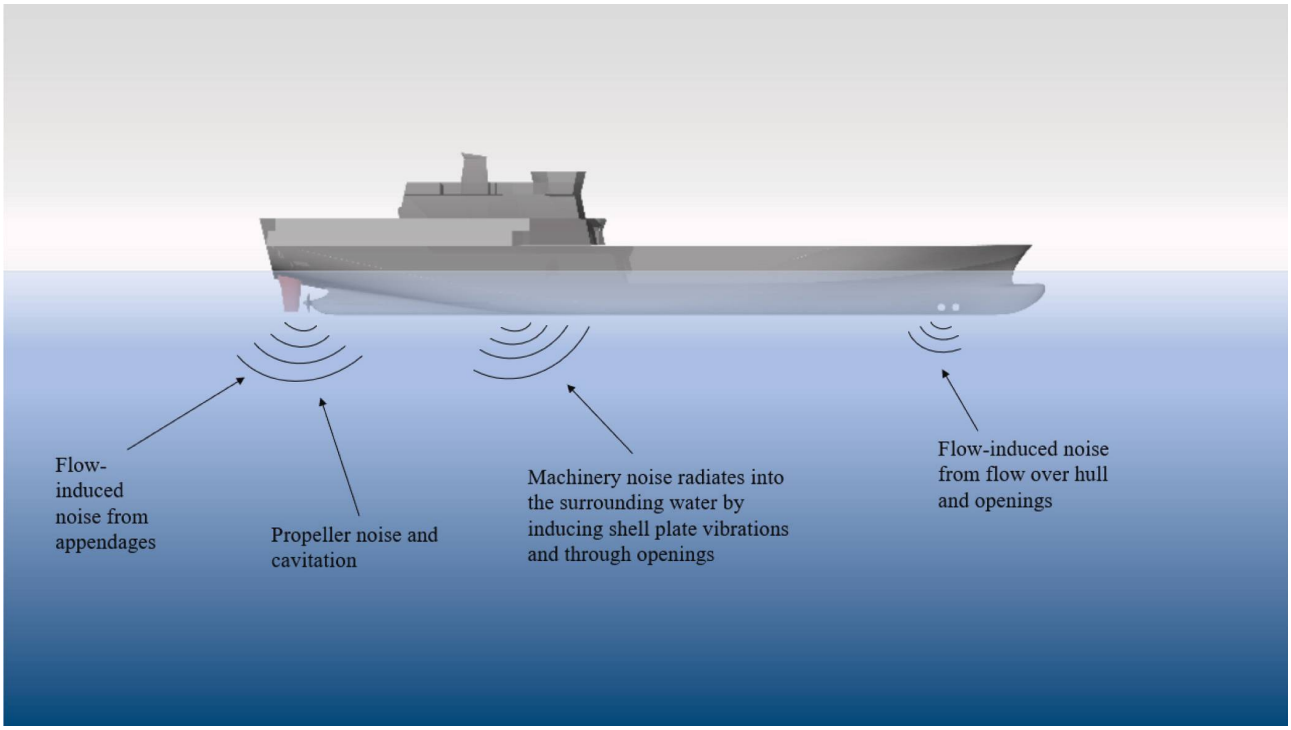
7 - Skipsstøy

Skipsstøy utgjør en betydelig andel av den lavfrekvente, menneskeskapte støyen i havet, og denne ofte kontinuerlige støyen er påvist å påvirke adferd hos både fisk og sjøpattedyr (Smith and Rigby, 2022). Denne typen støy blir imidlertid ikke regulert og forvaltet på tilsvarende måte som for eksempel seismikk, og Havforskningsinstituttet har ikke noen formell rådgivende rolle om denne tematikken. Imidlertid er dette viktig for blant annet økosystemmodeller og i vurderinger av samlet belastning på økosystemet (i.e. Aarflot et al., 2024). Derfor har vi inkludert en sammenfatning av kunnskapsgrunnlaget med fokus for norske arter og økosystemer på samme måte som for de foregående temaene. Støy fra skipsfart i det nord østlige Atlanterhavet har blitt kartlagt ved hjelp av målinger og modellering for å lage en oversikt over hvilke områder som er mest påvirket av støy fra skipsfart (Farcas et al., 2020). Figur 7 viser en oversikt for den norske delen av nordøst Atlanteren, med fartøy en tilfeldig ettermiddag, sammen med et av støykaratene fra (Farcas et al., 2020). I disse figurene er ikke fritidsbåter inkludert. For grunne, kystnære områder er det fritidsbåtene som dominerer støybildet (Hermannsen et al., 2019; Hao and Nabe-Nielsen, 2023; Wilson et al., 2023; Johansson et al., 2024).



Figur 7. Oversikt over fartøy i norske farvann, bortsett fra fiskebåter mindre enn 15 m og fritidsbåter under 45 m en tilfeldig fredags ettermiddag i september 2024 (https://nais.kystverket.no/). Innfelt figur fra (Farcas et al. , 2020) som viser oversikt over modellert støy fra skipsfart i nordøst Atlanteren. Figuren fra (Farcas et al. , 2020) er et utklipp fra Figur 1 c i denne artikkelen som viser støy fra skip og er beskyttet av lisens Open Government Licence .

7.1 - Hva er skipsstøy?



Figur 8. Oversikt over typiske støykilder for skip. Figur uendret fra (Smith and Rigby, 2022) med lisens CC BY-NC-ND 4.0 https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/

Det finnes internasjonale standarder for vern mot støy om bord på et skip, men støyen på utsiden av skipet er ikke regulert. Vi hører godt når et skip passerer, men lyden som brer seg under vann kan være svært ulik lyden vi hører på land. Et skip har flere kilder til støy under vann der de viktigste er propellstøy, maskinstøy/motorstøy og strømningsstøy (Abrahamsen, 2012; Smith and Rigby, 2022), (Figur 8). Hvordan disse lydkildene bidrar til den totale lyden og hvor høy lydene er vil variere mellom ulike skip og i tillegg være avhengig av farten til skipet.

Frekvensspekteret til skipsstøyen strekker seg fra få Hz til flere kHz og består av både smalbåndet og bredbåndet støy (Cruz *et al.*, 2022). Bredbåndet støy inneholder mange frekvenser og kan høres ut som brumming, rumling eller fresing og hvesing. Smalbåndet støy derimot, er konsentrert rundt et smalt frekvensområde, eller har en stabil og dominerende frekvens. Slik lyd kommer gjerne fra ting som roterer med en jevn frekvens (runder pr. sekund) (Arveson and Vendittis, 2000) og kan høres ut som toner eller piping. Lyden ved de laveste frekvensene (under 125 Hz) er dominert av smalbåndet støy fra forbrenningstakten til hovedmotoren og harmoniske toner fra propell-bladene. Lyd med høy frekvens kommer fra maskinstøy, propell og strømningsstøy og kavitasjon (Smith and Rigby, 2022).

7.1.1 - Propellstøy

De fleste skip har én eller to hovedpropeller for fremdrift, og mange skip er også utstyrt med sidepropeller eller azimutpropeller for bedre manøvrering og sidelengs navigering i trange farvann. Støyen fra propellene avhenger av hvor mye kraft som blir brukt for å drive dem (som også avgjør farten). For de fleste skip er propellen den kraftigste lydkilden (Abrahamsen, 2012). Propellen på et skip har gjerne en diameter på 2-6 meter, men kan være større eller mindre avhengig av type skip.

Propellstøy kan deles i støy med og uten kavitasjon. Kavitasjon handler om at ved raske endringer i trykket i vann kan små luftbobler i vannet utvide seg og deretter kollapse og lage høy lyd. Lavt trykk fører til at luft utvider seg, hvis trykkendringen skjer raskt og med stor trykkforskjell vil bobler i vannet utvide seg så hurtig at det kan oppstå et vakuum i sentrum som plutselig trekker boblen sammen igjen. Dette fører til at boblen

kollapser med stor kraft og det oppstår høy lyd med et bredt frekvensspekter (Merouani *et al.*, 2014; Wittekind and Schuster, 2016).

Når propellen roterer vil det for eksempel oppstå felt med høyere trykk på den ene siden av bladene, og lavere trykk på den andre siden. Når propellen roterer raskt vil trykkforskjellen mellom disse skape virvelstrømmer der det kan oppstå kavitasjon, virvlene i seg selv kan lage lyd selv uten kavitasjon. Ulike fysiske fenomen kan skape raske trykkfall som kan få kavitasjon til å oppstå ved ulike steder rundt propellen, for eksempel både på baksiden og fremsiden av sentrum til propellen, i rommet mellom propellen og skroget, og fra tuppen av propellbladene (Abrahamsen, 2012). Kavitasjon kan i tillegg til å lage mye støy også gjøre skade på propellen.

Propellstøy som ikke har med kavitasjon å gjøre kan komme fra rotasjonsfrekvensen til propellen (frekvens = rotasjoner pr sekund) og antall blad som passerer pr sekund (frekvens = rotasjonsfrekvens*antall blad på propellen) og vil forårsake smalbåndet støy som kan høres ut som toner på de gitte frekvensene. Slike toner vil ofte også ha harmoniske toner som kommer ved grunnfrekvensen multiplisert med et heltall, for eksempel: ganger 2, for 2. harmoniske, eller ganger 3 for 3. harmoniske, og så videre. Her vil både lydnivå og frekvens avhenge av rotasjonshastigheten til propellen som igjen avhenger av farten til skipet.

7.1.2 - Maskinstøy

Maskineriet til et fartøy kan bestå av motor, generatorer, pumper, oppvarmingssystemet, ventilasjon og aircondition som alle bidrar til det totale støynivået. Vibrasjoner fra maskineriet forplanter seg via skroget på skipet til vannet. Dieselmotorer kan produsere smalbåndet støy (toner) knyttet til forbrenningstakten og antall sylindere i motoren (Abrahamsen, 2012, Arveson and Vendittis, 2000).

7.1.3 - Strømningsstøy

Strømninger i vannet forårsaket av skipets bevegelse er en kilde til støy. Bak skipet kan man se kjølvannet som legger seg som et spor etter skipet. Når skipsskroget beveger seg gjennom vannet, dannes det vannstrømmer som utgjør et strømningsfelt rundt skipet. Hvis det finnes hulrom, ujevnheter eller utstikkende deler på skroget, som for eksempel motoren, sidemotorer eller kjølen, vil dette skape forstyrrelser i strømningsfeltet. Disse forstyrrelsene kalles turbulens, og det bidrar til lavfrekvent støy. Turbulensen kan også vekselvirke med andre støykilder fra fartøyet, som for eksempel propellen. Formen på skipet, spesielt utformingen av baugen og baug-bulben som stikker ut under vannlinjen, og bakenden på skipet, hekken, har stor betydning for hvor mye turbulens som oppstår. I områder med sterk turbulens kan det også oppstå kavitasjon. Bak skipet dannes det ofte virvler som fører til trykkendringer i vannet. Disse kan forårsake både smalbåndet og bredbåndet støy (Abrahamsen, 2012; Smith and Rigby, 2022).

7.2 - Kunnskapsgrunnlag for hvordan skipstøy påvirker marint liv

I et nylig publisert studium av Aarflot et al. (2024) fremkommer undervannstøy som en av de 5 menneskeskapte kildene som har størst påvirkning på økosystemet, og av støykildene var skipstrafikk (maritim transport) den som var identifisert som å gi størst risiko for negativ påvirkning. Dette, sammen med kunnskap om at støy fra skipstrafikk viser en global trend mot dobling omtrent hvert 11 år, og enda raskere i arktiske strøk (Jalkanen *et al.* , 2022) , underbygger viktigheten av en bedre kartlegging og vurdering av påvirkning av denne type støy i norske farvann.

7.2.1 - Virvelløse dyr

Virvelløse dyr har ofte blitt noe oversett når en vurderer effekter av lyd, og har ikke vært en stor del av Havforskningsinstituttets rådgivning på støy i havet. Imidlertid kommer det stadig mer forskning som dokumenterer at også denne dyregruppen kan påvirkes av støy, oppsummert av Solé et al., (2023) for virvelløse

dyr generelt og for zooplankton spesielt av Vereide & Kühn (2023). Disse påpeker at kontinuerlig lyd fra skipsfart kan gi negativ påvirkning med konsekvenser for overlevelse ved for eksempel maskering av viktige lydsignaler som disse dyrene bruker til å finne mat, unngå rovdyr, navigere eller kommunisere. Andre effekter spenner fra fysiologiske, cellulære og genetiske stressreaksjoner, som effekter på vekst, reproduksjonsrate, utvikling, respirasjon, stressproteiner og oksidativt stress; atferdsmessige effekter, som endringer i bevegelsesmønstre, anti-rovdyr-atferd, foraging og paring (Solé *et al.*, 2023; Vereide and Kühn, 2023; El-Dairi *et al.*, 2024). For virvelløse dyr, som for andre dyregrupper, har det ikke blitt etablert en dose-respons-relasjon som beskriver omfanget av en respons som en funksjon av eksponeringsnivå. Alle de rapporterte negative virkningene kan ha konsekvenser for overlevelse og tilpasning, men det er ikke kjent om det finns en terskel over hvilket lydnivå påvirkningene vil føre til populasjonseffekter .

7.2.2 - Sjøpattedyr

Bardehvaler er antagelig særlig sårbare for skipstøy, grunnet at den lavfrekvente støyen overlapper i stor grad med de frekvenser bardehvalene vokaliserer i, og sannsynligvis hører best. I et studie av (Erbe *et al.*, 2019) er det oppsummert effekter på ulike arter. Knølhval **(** *Megaptera novaeangliae*), en vanlig art i norske farvann, er vist å øke amplituden på vokalisering, men vokaliserer sjeldnere i områder med mye turistbåter (hvalsafari), og også i respons til passasjerskip har knølhval redusert sin vokalisering. I studier på effekter av seismikk og sonar på knølhval har fartøy ofte vært brukt som kontroll, og disse har funnet at i noen tilfeller responderer hvalen med endringer i varigheten på dykk, svømmehastighet, respirasjon og unnvikelse, mens andre ikke finner noen endring i adferd. Den store variasjonen i responser skyldes sannsynligvis både kontekst og individuelle forskjeller, og generelt viser mor-kalv par sterkest respons. I en nyere studie fant Girola *et al. (*2023) at knølhval ikke økte nivået på sangene sine i respons til skipstøy, noe den gjør i respons til økt bakgrunnsstøy ved mye vind.

Mens knølhvalen er godt studert, er det gjort langt færre studier på våre andre mest tallrike bardehvaler; finnhval **(** *Balaenoptera physalus*) og vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) . Modeller har vist at skipstøy kan redusere rekkevidden på vokaliseringen hos disse artene (Putland et al. 2018), og Castelotte et al. (2012) viste at finnhval reduserte båndbredden, toppfrekvens (peak frequency) og senterfrekvensen på sin vokalisering i respons til støy fra store skip.

En annen hvalart som er relativt godt studert er grønlandshvalen (*Balaena mysticetus)* , som finnes i arktiske strøk og er sterkt utrydningstruet. Denne arten er påvist å være svært sensitiv til støy, og responderer med å bevege seg unna, avbryte sosialisering og pågående beiteaktivitet og tilbringer mindre tid på overflaten når det er skip i nærheten (oppsummert i Erbe et al. (2019)). I et nyere studie hvor en har brukt hørselskurver til å vekte eksponeringsgrad fremkommer det at grønlandshvalen vil høre skip på en avstand på nesten 10 km, mens narhvalen, som ikke hører like godt på lave frekvenser kun vil høre dem over bakgrunnsstøyen på 3 km avstand (Sweeney *et al.*, 2022).

De første studiene med tannhval og skipstøy var et resultat av bekymring for hvordan økende skipstrafikk i Arktis ville påvirke dyrene som levde her. Derfor er det gjort mange studier på narhval og hvithval. Disse har vist at hvithval endret gruppestruktur, endret bevegelses – og dykkmønster og unnvikelse av fartøy. De er også påvist å endre vokalisering, for eksempel ved å skifte frekvens eller øke nivået i respons til isbrytere og annen skipstrafikk. Narhval har vist å endre bevegelse i form av å bevege seg saktere og i mer rett mønster, samt å bli stille (stoppe vokalisering).

En annen godt studert tannhval er nebbhval, da denne er mye studert i forbindelse med effekter av militær sonar, og i den forbindelse er fartøy ofte brukt som kontroll. Nebbhvalen regnes som en art som er svært sensitiv til støy, og har vist redusert beiteområde, samt reduksjon i antall suksessfulle beiteforsøk (altså mindre

mat pr. forsøk).

Spermhval (*Physeter macrocephalus*) viser mer varierende resultater; Azzarra et al. (2013) fant en reduksjon i klikkrate (indikasjon på matsøk) når det var fartøy i nærheten, mens Andre et al. (2017) ikke fant noen endring i hverken adferd eller vokalisering. Derimot fant Thode et al. (2007) en økning i klikkrate rundt fiskefartøy som fisket med line, noe som kan tyde på at hvalene kan lære seg at disse fartøyene kan bety at måltidet er servert. Spermhval er også vist å endre adferd i form av mindre overflatetid og endret respirasjonsrate i respons til hvalsafari båter (Gordon et al. 1992), men dette kan vel så mye skyldes at disse båtene gjerne kjører mot og følger etter dyret så vel som støyen.

Spekkhoggere (*Ocrinus orca*) har vist både endring i respirasjonsrate, svømmehastighet og økt vokalisering (oppsummert i Erbe et al. (2019)).

Ulike delfinarter er studert i forhold til turistbåter, og det er vist at disse kan respondere både i form av endret habitat, bevegelsesmønster og vokalisering, samt at støy kan påvirke energibudsjettet ved at de bruker mer tid på å forflytte seg på bekostning av andre aktiviteter som beiting og sosialisering. I tillegg er det vist at de vokaliserer mer og ved høyere amplitude som også er energikrevende og gjør at en kan anta en kumulativ effekt av støy eller tilstedeværelse av båter generelt (oppsummert i Erbe et al. (2019)).

En art som også er mye studert er nise (*Phocena pocena*), den mest tallrike av sjøpattedyrene i Nordsjøen (Gilles *et al.*, 2023), en av verdens mest trafikkerte havområder (Kaplan and Solomon, 2016), som har vist både unnvikelse, dypere dykk og redusert beiteaktivitet og hvile i nærheten av skip (Wisniewska *et al.*, 2018; Erbe *et al.*, 2019; Frankish *et al.*, 2023). Studier av niser i danske farvann viser at kommunikasjonsrekkevidden til niser blir redusert (Hermannsen *et al.*, 2014), og at niser her påtreffer skipstøy i 17-89% av tiden. I perioder med økt skipstøy dykker de ofte dypere, stopper beiting og stopper med ekkolokalisering dersom støyen overstiger nivåer rundt 96 dB re 1µPa målt for 16 kHz 1/3 oktavbånd (Wisniewska *et al.*, 2018). I en studie rundt etablering av et nytt havvindanlegg ble tilstedeværelsen av niser studert i to døgn i forkant av oppstart av pæling. Studien viste at det var signifikant nedgang i tilstedeværelse av niser som følge av økt aktivitet med fartøy i forkant av pælingen, noe som tyder på at fartøystøyen fører til unnvikelse (Benhemma-Le Gall *et al.*, 2023). I et storskala studie i Nordsjøen fant Pigeault *et al.* (2024) at niser unngikk områder med mye skipstrafikk på en avstand på opptil 9 km. Videre viste de at hyppigere passeringer og høyere antall skip var signifikant negativt korrelert med tilstedevære, og bedre som forklaringsvariabel enn modellert støy fra skipene. Dette tyder på usikkerhet i støymodellen, eventuelt at nisene også reagerer på selve tilstedeværelsen, og muligens også andre lydkilder fra båten som for eksempel ekkolodd som ikke inngikk i modellen. Dette tyder på at niser er svært sensitive til skipsstøy og det er høy sannsynlighet for at de kan forlate viktige beiteområder for å unngå støyen på en skala som kan utgjøre en populasjonseffekt (Thode *et al.*, 2020).

Sel finnes ofte i kystnære strøk og har høy overlapp med områder med mye båttrafikk slik at akkumulert lydtrykk kan gi midlertidig hørselstap (Jones *et al.*, 2017). Det er vist at sel kan bli eksponert for båtstøy fra ca. 2 til 20% av tiden, og at de responderer typisk ved endre dykkmønster (Mikkelsen *et al.,* 2019). I et annet studie med sel i Nordsjøen utenfor Tyskland, fant en at merkede sel ble eksponert for gjennomsnittlig 4.3 skipspasseringer daglig. Mye av selens beiteaktivitet fant sted i områder langs skipsleia og i områder med mye fiskeri, noe som sannsynligvis innebærer at selene må gjøre en avveining mellom gode beiteområder, og eksponering for støy (Nachtsheim *et al.*, 2023).

I en studie med sel merket med sensorer både for sporing av bevegelse og registering av lyd, undersøkte svømmemønster og sammenliknet med målt lyd fra fartøy og sammenliknet med AIS i samme området. Noe overaskende fant de at bare 22% av fartøystøyen som selen ble eksponert for kunne spores tilbake til skip med

AIS.

7.2.3 - Fisk

Det har vært utført et relativt stort antall studier på hvordan skip- og motorbåtstøy påvirker fisk. Noen av disse har blitt gjennomført med fisk i fangenskap (tank) mens andre med frittsvømmende fisk. Lydkilden er i noen tilfeller avspilling av lydopptak, mens andre studier bruker ekte skip som støykilde.

7.2.3.1 - Fysiologiske responser

Fysiologiske endringer relatert til eksponering av skipsstøy har blitt studert for ulike arter og livsstadier. For eksempel viste Nedelec et al., (2015) at torskelarver hadde redusert vekst og økt forbruk av plommesekken etter to dagers eksponering av avspilt båtstøy. Økt ventilasjonsrate har blitt målt for juvenil ål (*Anguilla anguilla)* (Simpson *et al.*, 2015; Bruintjes *et al.*, 2016; Purser *et al.*, 2016) og sjøhest (*Hippocampus guttulatus*) (Palma *et al.*, 2019). Havkaruss (*Sparus aurata*) viste økte nivåer av kortisol og ulike stressbiomarkører når den ble eksponert for båtstøy (Celi *et al.*, 2016). Fysiologiske responser ble også funnet for paddefisk (*Halobatrachus didactylus*) i respons til skipsstøy (Amorim *et al.*, 2022), samt redusert vekstrate for egg og larver (Faria *et al.*, 2022).

Andre studier har derimot ikke funnet fysiologiske responser. For eksempel viste ikke yngel av havabbor (*Dicentrarchus labrax*) endring i hverken ventilasjonsrate, vekst eller dødelighet under eksponering til båtstøy (Radford *et al.*, 2016). Staaterman et al. (2020) fant ingen forskjell i målte kortisolnivåer hos leppefisk (*Halichoeres bivittatus*) fanget i et område med høy båtaktivitet og i et stillere område. Ørnefisk *(Argyrosomus regius)* viste heller ikke noen endring i oksidativt stress og energimetabolisme under eksponering til skipstøy (Trabulo *et al.*, 2023).

De overnevnte studier viser at båtstøy kan føre til stressresponser hos fisk, men at det er stor variasjon mellom arter og livsstadier og sannsynligvis også mellom eksponeringsnivå.

7.2.3.2 - Adferdsresponser

Mange av studiene som er utført med fisk og skipsstøy fokuserer på adferdsresponser, og inkluderer: unnvikelse, f.eks. (Vabø *et al.*, 2002; Ivanova *et al.*, 2020), anti-predator adferd f.eks. (Simpson *et al.*, 2015; Bruintjes *et al.*, 2016; Purser *et al.*, 2016); endring i svømmeadferd f.eks. (Sarà *et al.*, 2007; Van Der Knaap *et al.*, 2022); endringer i adferd knyttet til reproduksjon f.eks. (Bruintjes and Radford, 2013; Maxwell *et al.*, 2018; McCloskey *et al.*, 2020); og beiteadferd f.eks., (Claassens and Hodgson, 2018; Gendron *et al.*, 2020). Dokumenterte adferdsresponser varierer mellom studier, kanskje på grunn av variasjon mellom arter, livsstadier, type og varighet av eksponeringen og hvordan forsøket er designet. Men tross disse forskjellene er det klart at flere av disse adferdsendringene er knyttet til signifikante biologiske prosesser som beiting og reproduksjon, hvor alvorlighetsgraden avhenger av eksponeringsomfanget.

Det er begrenset med studier på arter som er vanlig i norske farvann, og de fleste av disse er på pelagisk fisk. Den eneste relevante studien på bunnfisk ble gjort med merkede individer av vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*).Denne studien viste endringer i «hjemmeområde» (home range) ved at dette både endret på størrelsen og plassering under tilstedeværelse av skip (Ivanova *et al.*, 2018). Polartorsk *(Boreogadus saida*), en semipelagisk fisk knyttet til polare havområder, i et tilsvarende merkeforsøk viste at både hjemmeområde og aktivitetsnivå endret seg med tilstedeværelse av skipstrafikk (Ivanova *et al.*, 2020).

Pelagisk stimfisk har vært studert i merd, og både voksen makrellstørje (*Thunnus thynnus*) (Sarà *et al.*, 2007; Puig-Pons *et al.*, 2021) og stillehavssild (*Clupea pallasii*) økte svømmehastighet, dykket, og endret stimstrukturen når båter var til stede (Van Der Knaap *et al.*, 2022).

Mye forskning har fokusert på fisks unnvikelse av forskningsfartøyer og effekten av «støyreduserte» fartøyer. Disse studiene fokusere på om og hvordan forstyrrelser fra forskningsfartøy påvirker estimater for fiskebiomasse, men de gir også nyttige informasjon om fiskeadferd i forhold til skip. Dokumenterte reaksjoner av fisk til forskningsfartøy som nærmer seg er typisk unnvikelse (De Robertis and Handegard, 2013), som: dykking, f. eks. hos sild (*Clupea harengus*) (Vabø *et al.*, 2002; Ona *et al.*, 2007) og lodde (*Mallotus villosus*) (Jørgensen *et al.*, 2004); svømmer mot fartøyet, f. eks. sild (Misund *et al.*, 1996); og horisontal unngåelse, f. eks. ansjos (*Engraulis encrasicolus*) og sardin (*Sardina pilcharus*) (Soria, 1996; Brehmer *et al.*, 2019), men ikke i alle tilfeller observeres noen reaksjon f. eks. (Misund *et al.*, 1996; Vabø *et al.*, 2002). De Robertis og Handegard (2013) diskuterer også motstridende resultater fra eksperimenter som sammenligner fisks reaksjoner mot vanlig og «støyreduserte» forskningsfartøyer, og konkluderer med at støy er sannsynligvis viktig for å utløse reaksjoner hos fisk (De Robertis and Handegard, 2013).

Overordnet tyder disse studiene på at fisk kan respondere til fartøyer med endret hjemmeområde, svømmeretning, svømmedyp og stimstruktur, men reaksjon og intensitet kan variere med situasjonen. Det er nok lite sannsynlig at små endringer i adferd under en skipspassering vil medføre populasjonseffekter. Imidlertid kan skipstrafikk i mange områder være svært hyppig, og tidvis nærmest kontinuerlig, noe som kan ha potensiale for populasjonseffekter, f.eks. på grunn av økt energibruk, eller fordi fisk bruker mer tid på å forflytte seg og mindre tid på andre viktige aktiviteter som beiting, migrasjon eller reproduksjon.

Tidlige livsstadier hos fisk eksponert for skipstøy har vært undersøkt i laboratorier. (Van Der Knaap *et al.*, 2022) viste at juvenil laks i merd (*Oncorhynchus gorbuscha* og *Oncorhynchus keta)* økte svømmehastighet, dykket, og endret stimstrukturen. Juvenil ål hadde endring i antipredator-adferd; det tok lengre tid før den reagerte til en simulert predator, sannsynligvis pga. distraksjon eller maskering fra støyen (Simpson *et al.*, 2015; Bruintjes *et al.*, 2016; Purser *et al.*, 2016). Dette var derimot ikke tilfelle for torskelarver (Nedelec *et al.*, 2015). Det er en pågående diskusjon om hvorvidt støy kan forårsake distraksjon og dermed høyere predasjonsrisiko, lik som vist for juvenil ål (Chan *et al.*, 2010), eller om det øker årvåkenheten (vigilance) (Frid and Dill, 2002). De studier som vært gjort hittil har vist at begge deler kan være tilfelle. Flyndrelarver (*Pseudopleuronectes americanus*) hadde redusert beitesuksess under avspilling av båtstøy (Gendron et al., 2020). En annen studie av fiskelarver fant at tre av fire arter (*Sciaenops ocellatus, Paralichthys lethostigma* og *Chasmodes saburrae*) ikke unngikk avspilling av båtstøy, mens den fjerde (*Cynoscion nebulosus*) viste delvis unnvikelse (Waddell and Širović, 2023). For fiskelarver tilknyttet et rev i Australia gav båtstøy ikke noen reduksjon i teiefangst, mens biologisk lyd økte fangster, selv når den ble kombinert med båtstøy (Jung and Swearer, 2011). Generelt kan det se ut som at tidlige livsstadier ikke aktivt unngår båtstøy, men at det i noen tilfeller kan ha en påvirkning på viktig adferd som beitesuksess og predatorunngåelse.

7.2.3.3 - Lydproduksjon og maskering

Siden skipstøy i mange sammenhenger er kontinuerlig, er maskering en viktig potensiell effekt, særlig siden frekvensområdet i stor grad overlapper med frekvenser for vokalisering hos fisk (Duarte *et al.*, 2021).

Studier som måler hjerneaktiviteten til fisk i laboratoriet har dokumentert at langsiktig eksponering av båtstøy kan fører til midlertidig hørselstap, og dermed føre til maskering av viktige lyder fra omgivelsene (Scholik and Yan, 2001b, 2001a; Liu *et al.*, 2013; Rogers *et al.*, 2020; Badlowski and Boyle, 2024). Denne metodikken har også vist at fiskens evne til å oppdage vokalisering er redusert ved avspilling av vokalisering sammen med båtstøy (Vasconcelos *et al.*, 2007; Codarin *et al.*, 2009; Vieira *et al.*, 2021).

Fisk kan også endre sin vokalisering under eksponering til fartøystøy, f. eks. ved å øker amplituden, endre frekvens, eller redusere vokaliseringsraten (Picciulin *et al.*, 2012; González Correa *et al.*, 2019; Alves *et al.*, 2021; Ceraulo *et al.*, 2021; Mackiewicz *et al.*, 2021; Amorim *et al.*, 2022; Somogyi and Rountree, 2023; Ogurek

et al., 2024). Imidlertid fant andre studier ingen korrelasjon mellom vokaliseringsaktivitet og fartøystøy, eller inkonsekvente resultater (La Manna *et al.*, 2016; Higgs and Humphrey, 2020; Hom *et al.*, 2024).

Andre studier har brukt målinger av lyd fra fartøyer i modeller av reduksjon av lytte/ kommunikasjons rekkevidden til fisk (Stanley *et al.*, 2017; Putland *et al.*, 2018; Wilson *et al.*, 2023). Slik studier er nyttige for å estimere omfanget av potensielle påvirkninger av fartøystøy på kommunikasjon hos fisk og variasjoner i tid og rom.

De fleste av studiene på maskering har vært gjort på arter som ikke finnes i norske farvann. Imidlertid vet vi at mange norske fiskearter vokaliserer aktivt, særlig i forbindelse med gyting, som f.eks. torsk og hyse (Hawkins and Picciulin, 2019), leppefisk og kutling, og sannsynlig mange andre arter som ikke er dokumentert. Derfor er det relevante å vurdere påvirkninger av fartøystøy på fisks kommunikasjon.

7.3 - Konsekvensvurdering

Det er gjort ganske mye forskning etter hvert på hvordan sjøpattedyr og fisk påvirkes av fartøystøy. Imidlertid er det lite forskning som knytter de påviste effektene til kondisjon (fitness) og overlevelse over tid for både individ og populasjon.

Som for de andre støykildene vi gjennomgår i denne rapporten vil også responsen til skipstøy variere både mellom arter, men også med individ-spesifikke forskjeller som hørsel, kontekst og tidligere erfaring (Ellison *et al.*, 2012; Southall *et al.*, 2021).

Havforskningsinstituttet gir ikke noen konkrete råd for skipstrafikk, men gir her en liten gjennomgang av ulike måter som finnes for å redusere skipstøy, mange av dem oppsummert av (Rojano-Doñate *et al.*, 2023, Smith and Rigby, 2022).

Tekniske modifiseringer, f.eks. ved å designe propell og skrog slik at kavitasjon reduseres er anbefalt av den internasjonale maritime organisasjonen IMO (IMO, 2023). En annen metode kan være f.eks. ved luftinjeksjoner ved propellbladene, noe som kan redusere støyen med opptil 10-15 dB. En svært enkel metode er simpelthen å passe på jevnlig vedlikehold som reduserer unødvendig “flow disturbance”, noe som fører til både mindre drivstofforbruk og redusert støy (Smith & Rigby 2022). Begroing på skrog kan øke støyen med 1-2 dB. En annen strategi er simpelthen å fjerne de mest støyende fartøyene fra flåten, noe som vil være et sterkt insentiv for å brukte støyreduserende teknologi (Lamoni and Tourgaard, 2023).

Reduksjon av hastighet er også en relativt enkel og effektiv måte å redusere støy på, da støyen øker med økt fart (MacGillivray *et al.*, 2019). Finlay et al. (2023) modellerte at et lasteskip som holder en fart på 20 knop, og passerer et gitt punkt (f.eks. en fisk eller en hval) på 40 m avstand, vil medføre en økning i støynivå over bakgrunnsstøyen i om lag 40 minutter. Dersom støynivået reduseres med 6 dB, vil det resultere i at rekkevidden til området som utsettes for økt støy reduseres med 50%. Dette kan oppnås ved å redusere farten med 20%, dvs. fra 20 til 16 knop (Findlay *et al.*, 2023). Videre estimerte (Leaper, 2019) at 10% reduksjon av fart kan redusere skipsstøy globalt med rundt 40%.Ved f.eks. en reduksjon på 10-30% av farten vil jo skipet bruke lengre tid på å passere, men likevel vil tiden med forhøyet bakgrunnsstøy reduseres. Saktere fart gir også lavere drivstoff-forbruk samt mindre sannsynlighet for at hval blir truffet av skip (Vanderlaan and Taggart, 2007). Fartsreduksjon har vært gjennomført for å beskytte spekkhoggere mot støy i Canada svært effektivt (Burnham *et al.*, 2021). Det har også innført redusert havneavgift i Vancouver og Prince Rupert for fartøy som oppfyller visse forurensing og støy-kriterier (Smith and Rigby, 2022).

En annen måte er å legge om skipsleien, og slik unngå viktige habitater. Dette kan være nyttig dersom

skipsleien går gjennom et svært sårbart økosystem, men generelt gjør det ofte at skipene da må gå over lengre distanser, og totalt avgi mer både støy- og drivstoff forurensning, og gjerne påtreffe andre økosystemer (Rojano-Doñate *et al.*, 2023).

Det er også mulig å redusere støy periodevis ved å bruke konvoier, men det vil jo nødvendigvis også medførte svært forhøyet støynivå i periodene med skipspassasje (Williams *et al.*, 2019).

Litt liknende som konvoier vil å ha færre, men større, skip medføre periodevis med økt, og periodevis redusert støy. Imidlertid er større skip gjerne mer energieffektive og mer økonomisk gunstig, noe som er sterke drivere for dette (Vladimir *et al.*, 2018).

Et tydelig eksempel på at støyen i havet blir redusert om skipsfarten blir redusert fikk vi under covid-19 pandemien (Robinson *et al.*, 2023).

7.4 - Referanser

Aarflot, J. M., Bjørdal, V. R., Dunlop, K. M., Espinasse, M., Husson, B., Lindstrøm, U., Keulder-Stenevik, F., *et al.* 2024. Ecosystem risk from human use of ocean space and resources: A case study from the Norwegian coast. Ocean & Coastal Management, 256: 107299. Elsevier.

Abrahamsen, K. 2012. The ship as an underwater noise source. Proceedings of Meetings on Acoustics, 17: 070058.

Alves, D., Vieira, M., Amorim, M. C. P., and Fonseca, P. J. 2021. Boat noise interferes with Lusitanian toadfish acoustic communication. Journal of Experimental Biology, 224: jeb234849.

Amorim, M. C. P., Vieira, M., Meireles, G., Novais, S. C., Lemos, M. F. L., Modesto, T., Alves, D., *et al.* 2022. Boat noise impacts Lusitanian toadfish breeding males and reproductive outcome. Science of The Total Environment, 830: 154735.

Arveson, P., and Vendittis, D. J. 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. The Journal of the Acoustical Society of America, 107: 118–29.

Badlowski, G. A., and Boyle, K. S. 2024. Repeated boat noise exposure damages inner ear sensory hair cells and decreases hearing sensitivity in Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*). Journal of Experimental Biology, 227: jeb245093.

Benhemma-Le Gall, A., Thompson, P., Merchant, N., and Graham, I. 2023. Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. Environmental Impact Assessment Review, 103: 107271.

Brehmer, P., Sarré, A., Guennégan, Y., and Guillard, J. 2019. Vessel Avoidance Response: A Complex Tradeoff Between Fish Multisensory Integration and Environmental Variables. Reviews in Fisheries Science & Aquaculture, 27: 380–391.

Bruintjes, R., and Radford, A. N. 2013. Context-dependent impacts of anthropogenic noise on individual and social behaviour in a cooperatively breeding fish. Animal Behaviour, 85: 1343–1349.

Bruintjes, R., Purser, J., Everley, K. A., Mangan, S., Simpson, S. D., and Radford, A. N. 2016. Rapid recovery following short-term acoustic disturbance in two fish species. Royal Society Open Science, 3: 150686.

Burnham, R. E., Vagle, S., O'Neill, C., and Trounce, K. 2021. The Efficacy of Management Measures to Reduce

Vessel Noise in Critical Habitat of Southern Resident Killer Whales in the Salish Sea. Frontiers in Marine Science, 8: 664691.

Celi, M., Filiciotto, F., Maricchiolo, G., Genovese, L., Quinci, E. M., Maccarrone, V., Mazzola, S., *et al.* 2016. Vessel noise pollution as a human threat to fish: assessment of the stress response in gilthead sea bream (Sparus aurata, Linnaeus 1758). Fish Physiology and Biochemistry, 42: 631–641.

Ceraulo, M., Sal Moyano, M. P., Hidalgo, F. J., Bazterrica, M. C., Mazzola, S., Gavio, M. A., and Buscaino, G. 2021. Boat Noise and Black Drum Vocalizations in Mar Chiquita Coastal Lagoon (Argentina). Journal of Marine Science and Engineering, 9: 44.

Chan, A. A. Y.-H., Giraldo-Perez, P., Smith, S., and Blumstein, D. T. 2010. Anthropogenic noise affects risk assessment and attention: the distracted prey hypothesis. Biology Letters, 6: 458–461.

Claassens, L., and Hodgson, A. N. 2018. Gaining insights into *in situ* behaviour of an endangered seahorse using action cameras. Journal of Zoology, 304: 98–108.

Codarin, A., Wysocki, L. E., Ladich, F., and Picciulin, M. 2009. Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). Marine Pollution Bulletin, 58: 1880–1887.

Cruz, E., Lloyd, T., Lafeber, F. H., Bosschers, J., Vaz, G., and Djavidnia, S. 2022. The SOUNDS project: towards effective mitigation of underwater noise from shipping in Europe. Proceedings of Meetings on Acoustics, 47: 070021.

De Robertis, A., and Handegard, N. O. 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. ICES Journal of Marine Science, 70: 34–45. Oxford University Press.

Duarte, C. M., Chapuis, L., Collin, S. P., Costa, D. P., Devassy, R. P., Eguiluz, V. M., Erbe, C., *et al.* 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. Science, 371: eaba4658.

El-Dairi, R., Outinen, O., and Kankaanpää, H. 2024. Anthropogenic underwater noise: A review on physiological and molecular responses of marine biota. Marine Pollution Bulletin, 199: 115978.

Ellison, W. T., Southall, B. L., Clark, C. W., and Frankel, A. S. 2012. A New Context-Based Approach to Assess Marine Mammal Behavioral Responses to Anthropogenic Sounds. Conservation Biology, 26: 21–28.

Erbe, C., Marley, S. A., Schoeman, R. P., Smith, J. N., Trigg, L. E., and Embling, C. B. 2019. The effects of ship noise on marine mammals—a review. Frontiers in Marine Science, 6: 606. Frontiers Media SA.

Farcas, A., Powell, C. F., Brookes, K. L., and Merchant, N. D. 2020. Validated shipping noise maps of the Northeast Atlantic. Science of The Total Environment, 735: 139509.

Faria, A., Fonseca, P. J., Vieira, M., Alves, L. M. F., Lemos, M. F. L., Novais, S. C., Matos, A. B., *et al.* 2022. Boat noise impacts early life stages in the Lusitanian toadfish: A field experiment. Science of The Total Environment, 811: 151367.

Findlay, C. R., Rojano-Doñate, L., Tougaard, J., Johnson, M. P., and Madsen, P. T. 2023. Small reductions in cargo vessel speed substantially reduce noise impacts to marine mammals. Science Advances, 9: eadf2987. American Association for the Advancement of Science.

Frankish, C. K., Von Benda-Beckmann, A. M., Teilmann, J., Tougaard, J., Dietz, R., Sveegaard, S., Binnerts, B.,

et al. 2023. Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper. Marine Pollution Bulletin, 197: 115755.

Frid, A., and Dill, L. M. 2002. Human-caused Disturbance Stimuli as a Form of Predation Risk. Conservation Ecology, 6: art11.

Gendron, G., Tremblay, R., Jolivet, A., Olivier, F., Chauvaud, L., Winkler, G., and Audet, C. 2020. Anthropogenic boat noise reduces feeding success in winter flounder larvae (Pseudopleuronectes americanus). Environmental Biology of Fishes, 103: 1079–1090.

Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N., Araújo, H., Blanchard, A., Carlstrom, J., Eira, C., *et al.* 2023. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. University of Veterinary Medicine Hannover.

Girola, E., Dunlop, R. A., and Noad, M. J. 2023. Singing humpback whales respond to wind noise, but not to vessel noise. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 290: 20230204.

González Correa, J. M., Bayle Sempere, J.-T., Juanes, F., Rountree, R., Ruíz, J. F., and Ramis, J. 2019. Recreational boat traffic effects on fish assemblages: First evidence of detrimental consequences at regulated mooring zones in sensitive marine areas detected by passive acoustics. Ocean & Coastal Management, 168: 22–34.

Hao, X., and Nabe-Nielsen, J. 2023. Distribution and speed of recreational boats in Danish waters based on coastal observations and satellite images: Predicting where boats may affect harbour porpoises. Ocean & Coastal Management, 242: 106721.

Hawkins, A. D., and Picciulin, M. 2019. The importance of underwater sounds to gadoid fishes. The Journal of the Acoustical Society of America, 146: 3536–3551.

Hermannsen, L., Beedholm, K., Tougaard, J., and Madsen, P. T. 2014. High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). The Journal of the Acoustical Society of America, 136: 1640–1653.

Hermannsen, L., Mikkelsen, L., Tougaard, J., Beedholm, K., Johnson, M., and Madsen, P. T. 2019. Recreational vessels without Automatic Identification System (AIS) dominate anthropogenic noise contributions to a shallow water soundscape. Scientific Reports, 9: 15477. Nature Publishing Group.

Higgs, D. M., and Humphrey, S. R. 2020. Passive acoustic monitoring shows no effect of anthropogenic noise on acoustic communication in the invasive round goby (*Neogobius melanostomus*). Freshwater Biology, 65: 66–74.

Hom, K. N., Quigley, T. D., Rodriguez, R. D., Gdanski, S. G., Lazrinth, X. I., Jones, R., and Forlano, P. M. 2024. Characterization of anthropogenic noise and oyster toadfish (*Opsanus tau*) calling behavior in urban and small-town coastal soundscapes. The Journal of the Acoustical Society of America, 155: 1230–1239.

IMO. 2023, 08. Revised Guidelines for the reduction of underwater radiated noise from shipping to adress adverse impact on marine life. IMO. https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/Documents/MEPC.1-Circ.906%20-%20Revised%20Guidelines%20For%20The%20Reduction%20Of%20Underwater%20Radiated%20NoiseFrom% (Accessed 6 September 2024).

Ivanova, S. V., Kessel, S. T., Landry, J., O'Neill, C., McLean, M. F., Espinoza, M., Vagle, S., *et al.* 2018. Impact of vessel traffic on the home ranges and movement of shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) in the nearshore environment of the high Arctic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 75: 2390–2400.

Ivanova, S. V., Kessel, S. T., Espinoza, M., McLean, M. F., O'Neill, C., Landry, J., Hussey, N. E., *et al.* 2020. Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. Ecological Applications, 30: e02050.

Jalkanen, J.-P., Johansson, L., Andersson, M. H., Majamäki, E., and Sigray, P. 2022. Underwater noise emissions from ships during 2014–2020. Environmental Pollution, 311: 119766. Elsevier.

Johansson, A. T., Lalander, E., Krång, A.-S., and Andersson, M. H. 2024. Speed dependence, sources, and directivity of small vessel underwater noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 156: 2077–2087.

Jørgensen, R., Handegard, N. O., Gjøsæter, H., and Slotte, A. 2004. Possible vessel avoidance behaviour of capelin in a feeding area and on a spawning ground. Fisheries Research, 69: 251–261.

Kaplan, M. B., and Solomon, S. 2016. A coming boom in commercial shipping? The potential for rapid growth of noise from commercial ships by 2030. Marine Policy, 73: 119–121.

La Manna, G., Manghi, M., Perretti, F., and Sarà, G. 2016. Behavioral response of brown meagre (Sciaena umbra) to boat noise. Marine Pollution Bulletin, 110: 324–334.

Lamoni, L., and Tourgaard, J. 2023. Measures for reduction of anthropogenic noise in the Baltic. Report to the HELCOM SOM project. Aarhus University, Department of Ecoscience. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/SR556.pdf (Accessed 13 October 2023).

Leaper, R. 2019. The Role of Slower Vessel Speeds in Reducing Greenhouse Gas Emissions, Underwater Noise and Collision Risk to Whales. Frontiers in Marine Science, 6: 505.

Liu, M., Wei, Q. W., Du, H., Fu, Z. Y., and Chen, Q. C. 2013. Ship noise-induced temporary hearing threshold shift in the Chinese sucker *Myxocyprinus asiaticus* (Bleeker, 1864). Journal of Applied Ichthyology, 29: 1416–1422.

MacGillivray, A. O., Li, Z., Hannay, D. E., Trounce, K. B., and Robinson, O. M. 2019. Slowing deep-sea commercial vessels reduces underwater radiated noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 146: 340–351.

Mackiewicz, A., Putland, R., and Mensinger, A. 2021. Effects of vessel sound on oyster toadfish Opsanus tau calling behavior. Marine Ecology Progress Series, 662: 115–124.

Maxwell, R. J., Zolderdo, A. J., De Bruijn, R., Brownscombe, J. W., Staaterman, E., Gallagher, A. J., and Cooke, S. J. 2018. Does motor noise from recreational boats alter parental care behaviour of a nesting freshwater fish? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 28: 969–978.

McCloskey, K. P., Chapman, K. E., Chapuis, L., McCormick, M. I., Radford, A. N., and Simpson, S. D. 2020. Assessing and mitigating impacts of motorboat noise on nesting damselfish. Environmental Pollution, 266: 115376.

Merouani, S., Hamdaoui, O., Rezgui, Y., and Guemini, M. 2014. Theoretical Procedure for the Characterization

of Acoustic Cavitation Bubbles. Acta Acustica united with Acustica, 100: 823–833.

Misund, O. A., Øvredal, J. T., and Hafsteinsson, M. T. 1996. Reactions of herring schools to the sound field of a survey vessel. Aquatic Living Resources, 9: 5–11.

Nachtsheim, D. A., Johnson, M., Schaffeld, T., Van Neer, A., Madsen, P. T., Findlay, C. R., Rojano-Doñate, L., *et al.* 2023. Vessel noise exposures of harbour seals from the Wadden Sea. Scientific Reports, 13: 6187.

Nedelec, S. L., Simpson, S. D., Morley, E. L., Nedelec, B., and Radford, A. N. 2015. Impacts of regular and random noise on the behaviour, growth and development of larval Atlantic cod (Gadus morhua). Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 282: 20151943.

Ogurek, S. D.-L., Halliday, W. D., Woods, M. B., Brown, N., Balshine, S., and Juanes, F. 2024. Boat noise impedes vocalizations of wild plainfin midshipman fish. Marine Pollution Bulletin, 203: 116412.

Ona, E., Godø, O. R., Handegard, N. O., Hjellvik, V., Patel, R., and Pedersen, G. 2007. Silent research vessels are not quiet. The Journal of the Acoustical Society of America, 121: EL145–EL150. AIP Publishing.

Palma, J., Magalhães, M., Correia, M., and Andrade, J. P. 2019. Effects of anthropogenic noise as a source of acoustic stress in wild populations of *Hippocampus guttulatus* in the Ria Formosa, south Portugal. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 29: 751–759.

Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Calcagno, G., and Ferrero, E. A. 2012. Brown meagre vocalization rate increases during repetitive boat noise exposures: A possible case of vocal compensation. The Journal of the Acoustical Society of America, 132: 3118–3124.

Pigeault, R., Ruser, A., Ramírez-Martínez, N. C., Geelhoed, S. C. V., Haelters, J., Nachtsheim, D. A., Schaffeld, T., *et al.* 2024. Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea. Marine Pollution Bulletin, 208: 116925.

Puig-Pons, V., Soliveres, E., Pérez-Arjona, I., Espinosa, V., Poveda-Martínez, P., Ramis-Soriano, J., Ordoñez-Cebrián, P., *et al.* 2021. Monitoring of Caged Bluefin Tuna Reactions to Ship and Offshore Wind Farm Operational Noises. Sensors, 21: 6998.

Purser, J., Bruintjes, R., Simpson, S. D., and Radford, A. N. 2016. Condition-dependent physiological and behavioural responses to anthropogenic noise. Physiology & Behavior, 155: 157–161.

Putland, R. L., Merchant, N. D., Farcas, A., and Radford, C. A. 2018. Vessel noise cuts down communication space for vocalizing fish and marine mammals. Global Change Biology, 24: 1708–1721.

Radford, A. N., Lèbre, L., Lecaillon, G., Nedelec, S. L., and Simpson, S. D. 2016. Repeated exposure reduces the response to impulsive noise in European seabass. Global Change Biology, 22: 3349–3360.

Robinson, S., Harris, P., Cheong, S.-H., Wang, L., Livina, V., Haralabus, G., Zampolli, M., *et al.* 2023. Impact of the COVID-19 pandemic on levels of deep-ocean acoustic noise. Scientific Reports, 13: 4631. Nature Publishing Group.

Rogers, L. S., Putland, R. L., and Mensinger, A. F. 2020. The effect of biological and anthropogenic sound on the auditory sensitivity of oyster toadfish, Opsanus tau. Journal of Comparative Physiology A, 206: 1–14.

Rojano-Doñate, L., Lamoni, L., Tougaard, J., and Findlay, C. R. 2023. Effect of Vessel Noise on Marine Mammals and Measures to Reduce Impact. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life, pp. 1–17. Ed. by A. N.

Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, and F. Thomsen. Springer International Publishing, Cham. https://link.springer.com/10.1007/978-3-031-10417-6_138-1 (Accessed 6 September 2024).

Sarà, G., Dean, J., DAmato, D., Buscaino, G., Oliveri, A., Genovese, S., Ferro, S., *et al.* 2007. Effect of boat noise on the behaviour of bluefin tuna Thunnus thynnus in the Mediterranean Sea. Marine Ecology Progress Series, 331: 243–253.

Scholik, A. R., and Yan, H. Y. 2001a. The effects of underwater noise on auditory sensitivity of fish. Proceedings of the Institute of Acoustics, 23: 27–36.

Scholik, A. R., and Yan, H. Y. 2001b. Effects of underwater noise on auditory sensitivity of a cyprinid fish. Hearing Research, 152: 17–24.

Simpson, S. D., Purser, J., and Radford, A. N. 2015. Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. Global Change Biology, 21: 586–593.

Smith, T. A., and Rigby, J. 2022. Underwater radiated noise from marine vessels: A review of noise reduction methods and technology. Ocean Engineering, 266: 112863.

Solé, M., Kaifu, K., Mooney, T. A., Nedelec, S. L., Olivier, F., Radford, A. N., Vazzana, M., *et al.* 2023. Marine invertebrates and noise. Frontiers in Marine Science, 10: 1129057.

Somogyi, N. A., and Rountree, R. A. 2023. The sound production of *Aplodinotus grunniens* in the presence of boat sounds. The Journal of the Acoustical Society of America, 154: 831–840.

Soria, M. 1996. Analysis of vessel influence on spatial behaviour of fish schools using a multi-beam sonar and consequences for biomass estimates by echo-sounder. ICES Journal of Marine Science, 53: 453–458.

Southall, B. L., Nowacek, D. P., Bowles, A. E., Senigaglia, V., Bejder, L., and Tyack, P. L. 2021. Marine mammal noise exposure criteria: assessing the severity of marine mammal behavioral responses to human noise. Aquatic Mammals, 47: 421–464. Aquatic Mammals.

Staaterman, E., Gallagher, A., Holder, P., Reid, C., Altieri, A., Ogburn, M., Rummer, J., *et al.* 2020. Exposure to boat noise in the field yields minimal stress response in wild reef fish. Aquatic Biology, 29: 93–103.

Stanley, J. A., Van Parijs, S. M., and Hatch, L. T. 2017. Underwater sound from vessel traffic reduces the effective communication range in Atlantic cod and haddock. Scientific Reports, 7: 14633.

Sweeney, S. O., Terhune, J. M., Frouin-Mouy, H., and Rouget, P. A. 2022. Assessing potential perception of shipping noise by marine mammals in an arctic inlet. The Journal of the Acoustical Society of America, 151: 2310–2325.

Thode, A. M., Blackwell, S. B., Conrad, A. S., Kim, K. H., Marques, T., Thomas, L., Oedekoven, C. S., *et al.* 2020. Roaring and repetition: How bowhead whales adjust their call density and source level (Lombard effect) in the presence of natural and seismic airgun survey noise. The Journal of the Acoustical Society of America, 147: 2061–2080.

Trabulo, R., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Vieira, M., Matos, A. B., Marin-Cudraz, T., Lemos, M. F. L., *et al.* 2023. Impact of anthropogenic noise on the survival and development of meagre (Argyrosomus regius) early life stages. Marine Environmental Research, 185: 105894.

Vabø, R., Olsen, K., and Huse, I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning

herring. Fisheries Research, 58: 59–77.

Van Der Knaap, I., Ashe, E., Hannay, D., Bergman, A. G., Nielsen, K. A., Lo, C. F., and Williams, R. 2022. Behavioural responses of wild Pacific salmon and herring to boat noise. Marine Pollution Bulletin, 174: 113257.

Vanderlaan, A., and Taggart, C. 2007. Vessel collisions with whales: The probability of lethal injury based on vessel speed. Marine Mammal Science, 23: 144–156.

Vasconcelos, R. O., Amorim, M. C. P., and Ladich, F. 2007. Effects of ship noise on the detectability of communication signals in the Lusitanian toadfish. Journal of Experimental Biology, 210: 2104–2112.

Vereide, E. H., and Kühn, S. 2023. Effects of Anthropogenic Noise on Marine Zooplankton. *In* The Effects of Noise on Aquatic Life: Principles and Practical Considerations, pp. 1–24. Ed. by A. N. Popper, J. Sisneros, A. D. Hawkins, and F. Thomsen. Springer International Publishing, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10417-6_63-1 (Accessed 30 September 2024).

Vieira, M., Beauchaud, M., Amorim, M. C. P., and Fonseca, P. J. 2021. Boat noise affects meagre (Argyrosomus regius) hearing and vocal behaviour. Marine Pollution Bulletin, 172: 112824.

Vladimir, N., Ančić, I., and Šestan, A. 2018. Effect of ship size on EEDI requirements for large container ships. Journal of Marine Science and Technology, 23: 42–51.

Williams, R., Veirs, S., Veirs, V., Ashe, E., and Mastick, N. 2019. Approaches to reduce noise from ships operating in important killer whale habitats. Marine Pollution Bulletin, 139: 459–469.

Wilson, L., Constantine, R., Pine, M. K., Farcas, A., and Radford, C. A. 2023. Impact of small boat sound on the listening space of Pempheris adspersa, Forsterygion lapillum, Alpheus richardsoni and Ovalipes catharus. Scientific Reports, 13: 7007.

Wisniewska, D. M., Johnson, M., Teilmann, J., Siebert, U., Galatius, A., Dietz, R., and Madsen, P. T. 2018. High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 285: 20172314.

Wittekind, D., and Schuster, M. 2016. Propeller cavitation noise and background noise in the sea. Ocean Engineering, 120: 116–121.

8 - Vedlegg I: Rådgivningskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser

Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i, og tett opptil, gyteområder for en rekke viktige fiskebestander i gyteperioden og i viktige beiteområder for noe arter av bardehval i beiteperioden. Havforskningsinstituttet fraråder også elektromagnetiske undersøkelser (EMU) i gytevandringsområder i vandringsperiodene.

8.1 - Grunnlag for rådgivning for fisk

Kart for gyteområder, gytevandringer og beiteområder gjennomgås årlig sammen med bestandsansvarlige personer for hver av fiskebestandene. Om det i løpet av året er kommet inn relevant ny kunnskap, vil kartene oppdateres. I tillegg foregår en vurdering av hvilke bestander som skal inkluderes i rådgivningen, og det settes opp en liste over disse bestandene. Hvilke arter som blir inkludert vurderes etter følgende kriterier:

- Kommersiell viktighet: Hovedsakelig gis råd for fiskebestander underlagt fiskeriforvaltning for kommersiell utnyttelse. Det er også for disse bestandene man har best grunnlag for å vite noe om gyteområde og gyteperiode, da det jevnlig, ofte flere ganger pr år, gjennomføres overvåkningstokt for disse.
- Økosystemkomponent: Om arten innehar en nøkkelrolle i økosystemet, eks. om den er viktig næringsgrunnlag for en rekke arter av fisk og sjøfugl.
- Bestandens tilstand : Basert på kategoriene fra rødlisten er alle bestander kategorisert som regionalt utdødd/kritisk truet, sårbar/nær truet eller livskraftig. Bestander som er kritisk eller nær truet bør en være særlig påpasselig med at ikke utsettes for negativ påvirkning.
- Lydproduksjon og hørsel: Arter som selv hører godt og produserer lyd i de frekvenser som seismikken bruker, og særlig arter som bruker lyd ifm. gyting, regnes som ekstra sensitive for forstyrrelser av lyd fra seismikk.
- Gyteområder- og perioder: Bestander som gyter i et konsentrert/lite område og/eller over en konsentrert/kort periode anses som mer sårbare enn bestander som gyter over et svært stort område og/eller over en lang periode. For bestander som har store gyteområder, vil en seismikkundersøkelse bare forstyrre en liten del av bestanden og gir derfor ikke grunnlag for fraråding. For en del bestander, særlig i Nordsjøen, er det kartlagt hvilke områder og perioder som er ansett som de aller viktigste gyteområdene, og hvor den største konsentrasjonen av bestanden g yter. Fraråding begrenser seg da til de gytefelt som er definert som konsentrerte gytefelt og ikke hele gyteområdet. I tillegg er første del av gyteperioden ansett som mer sårbar en siste del av gyteperioden. Dette skyldes at om fisken skremmes bort fra gyteplassen tidlig i sesongen, er det få fisk som har gy tt. Senere i gytesesongen er en større andel av bestanden ferdig å gyte, og konsekvensene ved at fisken da forlater gyteplassen er mindre. For arter med definert tid for konsentrert gyteperiode og tid for «toppgyting» frarådes seismikk fra gytingen starter (bruker start for generell gyteperiode og ikke for konsentrert), og vi fraråder til og med «gytetoppen» eller den konsentrerte gyteperioden er over.
- Gytevandring: Konsentrerte gytevandringer inn mot gytefeltene finnes for ulike bestander, men det er hovedsakelig for bestandene NEA torsk, NVG sild og lodde det finnes tilstrekkelig kunnskap om hvor og når og hvor denne vandringen finner sted.
- Sensitivitet for elektromagnetisk stråling: (Gjelder kun for EMU). Arter med kjent sensitivitet for elektromagnetiske felt regnes som mer sårbare for forstyrrelser fra EM undersøkelser.

Tabell 2 viser alle fiskebestander som er vurdert, stikkord om hvilke vurderinger som er gjort, og om arten er inkludert i rådgivningskartene eller ikke.

Tabell 2. Oversikt over vurderinger av fiskebestander og om de er inkludert eller ikke i rådgivningskart. Bestander merket med rødt er inkludert i rådgivningskart, de i grønt er ikke inkludert, og de i oransje er per i dag ikke inkludert, men vurderes for inkludering dersom gytevandringsruter eller gyteområder, samt perioder for disse, blir bedre kartlagt.

Art	Vurderingsgrunnlag
NEA torsk (*Gadus morhua*)	Høy kommersiell og økologisk viktighet, god hørsel og lyd essensielt for gyting. Viktigste gyteområder konsentrert i tid og rom
Kysttorsk (*Gadus morhua*)	Økologisk viktig for kystøkosystemene og sårbar bestand. God hørsel og lyd essensielt for gyting. Viktigste gyteområder konsentrert i tid og rom
NVG sild *(Clupea harengus)*	Høy kommersiell og økologisk viktighet, svært god hørsel, konsentrert gytevandring
NEA hyse (*Meanogrammus aeglefinus*)	Høy kommersiell og økologisk viktighet, god hørsel, bruker lyd under gyting
Polartorsk *(Boreogadus saida)*	Kritisk truet, nøkkelart med kort gyteperiode, god hørsel og lydproduksjon
Nordsjøhyse (*Meanogrammus aeglefinus*)	Viktig økologisk, god hørsel, bruker lyd under gyting, kommersielt noe viktig. Larver følsomme for EM felt
Nordsjøtorsk (*Gadus morhua*)	Høy kommersiell og økologisk viktighet, god hørsel og lyd essensielt for gyting. Viktigste gyteområder konsentrert i tid og rom
Nordsjøsild *(Clupea harengus)*	Høy kommersiell og økologisk viktighet, svært god hørsel, konsentrert gytevandring
Lodde *(Mallotus villosus)*	Høy kommersiell og økologisk viktighet, gyting konsentrert i tid og rom
Nordsjøsei *(Pollachius virens)*	Høy kommersiell og økologisk viktighet, god hørsel. Viktigste gyteområder konsentrert i tid og rom
Brisling *(Sprattus sprattus)*	Høy kommersiell og økologisk viktighet, mindre og konsentrerte gyteområder, svært god hørsel
NEA sei *(Pollachius virens)*	Kommersielt og økologisk viktig, god hørsel, noe konsentrert gyteområde og periode
Blålange *(Molva dypterygia)*	Sterkt truet bestand, konsentrert gyteområde og periode
Øyepål *(Trisopterus esmarkii)*	Nøkkelart i økosystemet, god hørsel og gyteområde relativt konsentrert i tid og rom
Tobis *(Ammodytus marinus)*	høy kommersiell og økologisk viktighet, konsentrert gyteområder og periode
Hvitting (*Merlangius merlangus*)	Noe kommersiell og økologisk viktighet, god hørsel, konsentrert gyteområde og periode
Ål (*Anguilla anguilla)*	Kritisk truet art, gyter ikke i norske farvann, men med konsentrerte vandringer opp i elver, men disse dårlig kartlagt
Lyr (*Pollackius pollachius*)	God hørsel og lydproduksjon, men mangler kartlegging av gyteområder og kunnskap om gyteperiodens lengde
Laks (*Salmo salar*)	Lokalt viktig kommersielt og økologisk, men i ferskvann. Gyting i ferskvann. Men utvandring til marine miljø potensielt sårbar periode
Kveite *(Hippoglossus hippoglossus)*	Livskraftig bestand, kommersielt viktig, men dårlig hørsel og ingen lydproduksjon. Mangler mye kunnskap om gyteområder/perioder
Makrellstørje (Thunnus thunnus)	Kommersielt noe viktighet, men ikke nøkkelart i norske økosystemer og gyteområder utenfor norsk sone
Makrell (*Scomber scombrus)*	Kommersielt og økologisk viktig, men gyter hovedsakelig utenfor norske farvann over en lang gyteperiode
Lange (*Molva molva)*	Noe kommersiell og økologisk betydning, men livskraftig bestand med stort gyteområde
Rødspette (*Pleuronectes platessa*)	Stort gyteområde, gyting over en lang periode, bruker ikke lyd
Blåkveite (*Reinhardthius hippoglossoides*)	Middels utstrekning på gytefelt og middels lang gyteperiode. Noe viktig i økosystemet. Svært uregelmessig rekrutering

Vanlig Uer (*Sebastes marinus)*	Sterkt truet bestand av noe kommersiell viktighet, gyteområde og periode middels utstrekning/lengde
Hestmakrell (*Trachurus trachurus)*	Livskraftig bestand med stort gyteområde og relativt lang gyteperiode. Noe viktig kommersielt og økologisk
Rognkjeks (*Cyclopterus lumpus)*	Livskraftig bestand med store gyteområder i områder utenfor vanlig seismikkaktivitet
Steinbit (*Anarhichadidae sp.)*	Livskraftig bestand med antatt stort gyteområde og relativt lang gyteperiode
Tunge (*Solea solea)*	Livskraftig bestand, kommersielt viktig men lite viktig økologisk. Dårlig hørsel og lite kartlagte gyteområder
Lysing (*Merluccius merluccius*)	Livskraftig bestand med stort gyteområde og relativt lang gyteperiode. Lav kommersiell og økologisk viktighet
Brosme (*brosme brosme*)	Noe kommersiell og økologisk betydning, men livskraftig bestand med stort gyteområde
Lomre (*Microstomus kitt)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
skrubbe (*Platichthys flesus)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
Kolmule (*Micromesistius poutassou)*	Livskraftig bestand, gyteområder utenfor norske farvann
sandflyndre (*Limanda limanda)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
Havnål (Entelurus aequoreus)	Livskraftig bestand med liten kommersiell og økologisk viktighet, gyteområder ikke kartlagt
Leppefisk (*Labrus sp.*)	Livskraftige bestand, med god hørsel og lydproduksjon i gytefasen, men store gyteområder (langs hele kysten) hvor seismikk ikke vanlig
slettvar (*Scophthalmus rhombus)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
glattsil (*Gymnammodytes semisquamatus)*	Livskraftig bestand, lite økologisk og kommersiell viktighet, gyteområder ikke kartlagt
Piggvar (*Scophthalmus maximus)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
Skolest (*Coryphaenoides rupestris)*	Livskraftig bestand, liten kommersiell og noen økologisk viktighet, gyteområder lite kartlagt
smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus)*	Livskraftig bestand, lite viktig økologisk og kommersiell, dårlig hørsel
Vassild (*Argentina silus)*	Livskraftig bestand, ikke kommersiell og av mindre økologisk betydning, gyteområder og perioder lite kartlagt

8.2 - Grunnlag for rådgivning for hval

Tilsvarende som for fisk, gjennomgås også kunnskapsgrunnlaget for beiting hos bardehval sammen med ansvarlige fagpersoner årlig. Kart over viktige beiteområder oppdateres dersom ny kunnskap kommer til. På samme måte som for fisk vurderes det hvilke bestander som skal inkluderes i rådgivningen. Denne vurderingen tas på grunnlag av følgende:

- Sesongbeiter: Hvorvidt arten beiter hele året eller foretar intensivt beite kun deler av året. Noen hvalarter kommer til Barentshavet for å beite om sommeren på rike konsentrasjoner av zooplankton og fisk og fyller opp energilagrene til migrasjon til sørlige strøk hvor parring og kalving foregår, og beiter ikke under vandring og kalving/parring. Disse artene derfor særlig sårbare for å bli forstyrret i beiting, da selv små avbrekk kan gi konsekvenser. Andre hvalarter beiter kontinuerlig gjennom året, og er derfor ansett som mindre sårbare for slike relativt kortvarige forstyrrelser.

- Bestandens tilstand: Basert på kategoriene fra rødlisten, hvor bestander er kategorisert som regionalt utdødd/kritisk truet, sårbar/nær truet eller livskraftig. Særlig da bestander som er kritisk eller nær truet vil være særlig sårbare for negativ påvirkning som kan styre utviklingen i gal retning.
- Økosystemkomponent: Om arten innehar en nøkkelrolle i økosystemet.
- Lyd: Om arten aktivt selv bruker lyd på lave frekvenser eller om det er påvist negativ påvirkning av lavfrekvent lyd.
- Hørsel: Om arten har god hørsel på lave frekvenser. Den regnes som mer sårbar for negativ påvirkning av lydforurensning på disse frekvensene.

Tabell 3 viser alle hvalbestander som er vurdert og hvilke vurderinger som er gjort, og hvilke som er inkludert i rådgivningskartene.

Tabell 3. Oversikt over vurderinger av hvalbestander og om de er inkludert eller ikke i rådgivningskart. Bestander merket med rødt er inkludert i rådgivningskart, dem i grønt er ikke inkludert, og dem i Orange er per i dag ikke inkludert, men vurderes for inkludering av ulike årsaker, som er forklart i kommentarfeltet.

Art	Vurderingsgrunnlag
Knølhval (*Megaphera novaenglidae*)	Livskraftig bestand, sesongbeiter, hørsel og vokalisering i frekvensområde til seismikk, viktig i økosystemet
Finnhval (*Balaenopthera physalus*)	Livskraftig bestand, sesongbeiter, hørsel og vokalisering i frekvensområde til seismikk
Blåhval (*Balaenopthera musculus*)	Sterkt truet bestand, sesongbeiter, hørsel og vokalisering i frekvensområde til seismikk
Vågehval (*Balaenopthera acutorostrata*)	Livskraftig bestand, ressurs for hvalfangst, sesongbeiter, hørsel og vokalisering i frekvensområde til seismikk, sensitiv til lydpåvirkning
Nebbhval (*Hyperoodon ampullatus*)	Livskraftig bestand, ikke sesongbeiter, men vist ekstremt sensitivitet til lydforstyrrelse og konsentrerte beiteområder
Grønlandshval (Balaena mysticetus)	Sterkt truet bestand, sesongbeiter, hørsel og vokalisering i frekvensområde til seismikk, sterk adferdsendring til seismikk
Nise (*phocoena phocoena*)	Livskraftig bestand, ikke sesongbeiter, særlig sensitiv til lydforstyrrelse, men ikke konsentrerte områder/perioder
Spekkhogger (*Orcinus orca*)	Livskraftig bestand, ikke sesongbeiter, vokalisering, men på annet frekvensområde enn seismikk
Spermhval (*Physether macrocehphaulus*)	Ikke sesongbeiter. Lydproduksjon i andre frekvensområder enn seismikk
Kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*)	Livskraftig bestand, ikke sesongbeiter, vokalisering, men på annet frekvensområde enn seismikk
Grønlandssel (*Pagpphilus groenlandicus*)	Livskraftig bestand, ikke sesongbeiter, ansvarsart for Norge og nøkkelart i økosystemet. Hører seismikk, men hovedsakelig høyere frekvenser
Havert (*Halichoerus grypus*)	Sårbar bestand, ikke sesongbeiter. Hører seismikk, men hovedsakelig høyere frekvenser
Klappmyss (*Cystophora cristata*)	Sterkt truet bestand, ikke sesongbeiter. Sårbar bestand. Hører seismikk, men hovedsakelig høyere frekvenser
Steinkobbe (*phoca vitulina*)	Livskraftig bestand langs kysten, sterkt truet rund Svalbard, ikke sesongbeiter. Hører seismikk, men hovedsakelig høyere frekvenser

8.2.1 - Beiteområder for bardehval og nebbhval

Kunnskap om beiteområder i Barentshavet kommer hovedsakelig fra årlige telletokt i regi av Havforskningsinstituttet, som viser utbredelsen av ulike arter i perioden juni-august, i tillegg til det årlige økosystemtoktet i perioden aug.-okt. I tillegg er det gjennomført en del merking av hval med satellittmerker, som muliggjør sporing av dens bevegelse over tid. Forståelsen av utbredelse i tid og rom er ispedd observasjoner fra foto ID, rapporterte observasjoner fra fiskefartøy og andre vitenskapelige tokt uten dedikerte observatører, samt

ved å kartlegge hvalturisme. I takt med økende sjøtemperatur og mindre isdekke har flere hvalarter ekspandert lengre nord, og både våge-, fin- og blåhval er de senere årene hyppigere observert også nord og vest av Svalbard (Solvang *et al.*, 2021), og både våge-, fin og knølhval har nå de høyeste tetthetene i arktiske farvann nord for polarfronten om sommer og høsten (Ressler *et al.*, 2015).

- Knølhval. Denne arten har økt mye i antall de senere år. I perioden juni-aug. finnes knølhvalen i store konsentrasjoner rundt Bjørnøya (Leonard and Øien, 2019, 2020) , mens på sensommeren (aug.-okt.) er den svært tallrik i havområdet Olgabassenget øst av Spitsbergen (Skern-Mauritzen et al., 2011) . I tillegg har det de siste 10 år blitt observert stadig mer hval som beiter også på vinterstid i norske farvann. Denne beitingen er knyttet til overvintrende sild i fjorder hovedsakelig i Troms. Denne er ikke kartlagt systematisk på samme måte som i Barentshavet, og vi har pr. i dag ikke godt nok kunnskapsgrunnlag til å kartfeste dette skikkelig i tid og rom. Derfor er disse områdene ikke inkludert i rådgivningskartene.
- Finnhval. Beiter hovedsakelig vest av Spitsbergen, samt i området mellom Bjørnøya og Spitsbergen i perioden juni-august (Leonard and Øien, 2019, 2020) .Også finnhval finnes i stort antall på østsiden av Spitsbergen på sensommer og høst (aug.-okt.) (Skern-Mauritzen et al., 2011) En sammenstilling av merkedata for finnhval har identifisert enkelte områder sørvest av Spitsbergen, samt rundt Bjørnøya og Jan Mayen som viktige beiteområder for finnhval (Lydersen et al., 2020) Beiting i disse områdene foregår hovedsakelig frem til midten av september. Slike merkedata er særlig verdifulle da de i tillegg til å fortelle hvor hvalen er, kan brukes til å identifisere bevegelsesmønstre og hvilke type adferd den representerer, og derfor gir direkte informasjon om hvor hvalen faktisk beiter.
- Vågehval har hatt en økning i tallrikhet etter 2015 (Bjørge et al., 2021) . Denne arten har en større variasjon i høytetthetsområder, og har større variasjon i oppholdsområder fra år til år enn de to andre artene. De finnes hovedsakelig i de samme oppholdsområdene som de to overnevnte artene, men grunnet en mer opportunistisk diett ofte mer varierende (Solvang and Øien, 2014)). I 2020 var mer vågehval observert i østlige områder og mindre rundt Bjørnøya, muligens grunnet høyt beitepress rundt Bjørnøya fra store mengder knøl- og finnhval (Nils Øien, pers. komm.). Vågehvalen er en opportunistisk predator med en diett som inneholder både zooplankton og fisk.

En sammenstilling av data for alle disse tre artene viser at de områdene hvor de er mest tallrike er rundt Svalbard og i nærheten av Jan Mayen (Hamilton *et al.*, 2021) .

- *Nebbhval* er en tannhval med svært lange og dype dykk og beiter hovedsakelig på blekksprut (Hooker *et al.*, 2001) . Nebbhvalens oppholdsområde er derfor som regel i områder med bratte skråninger og med bunndybde mellom 1000 og 2500 m hvor den finner disse byttedyrene (Hooker *et al.*, 2002; Woo *et al.*, 2023) . Jan Mayen har lenge vært kjent som et viktig beiteområde på sommerstid, hovedsakelig fra slutten av april til slutten av juli (Woo *et al.*, 2023) før den migrerer sørover.

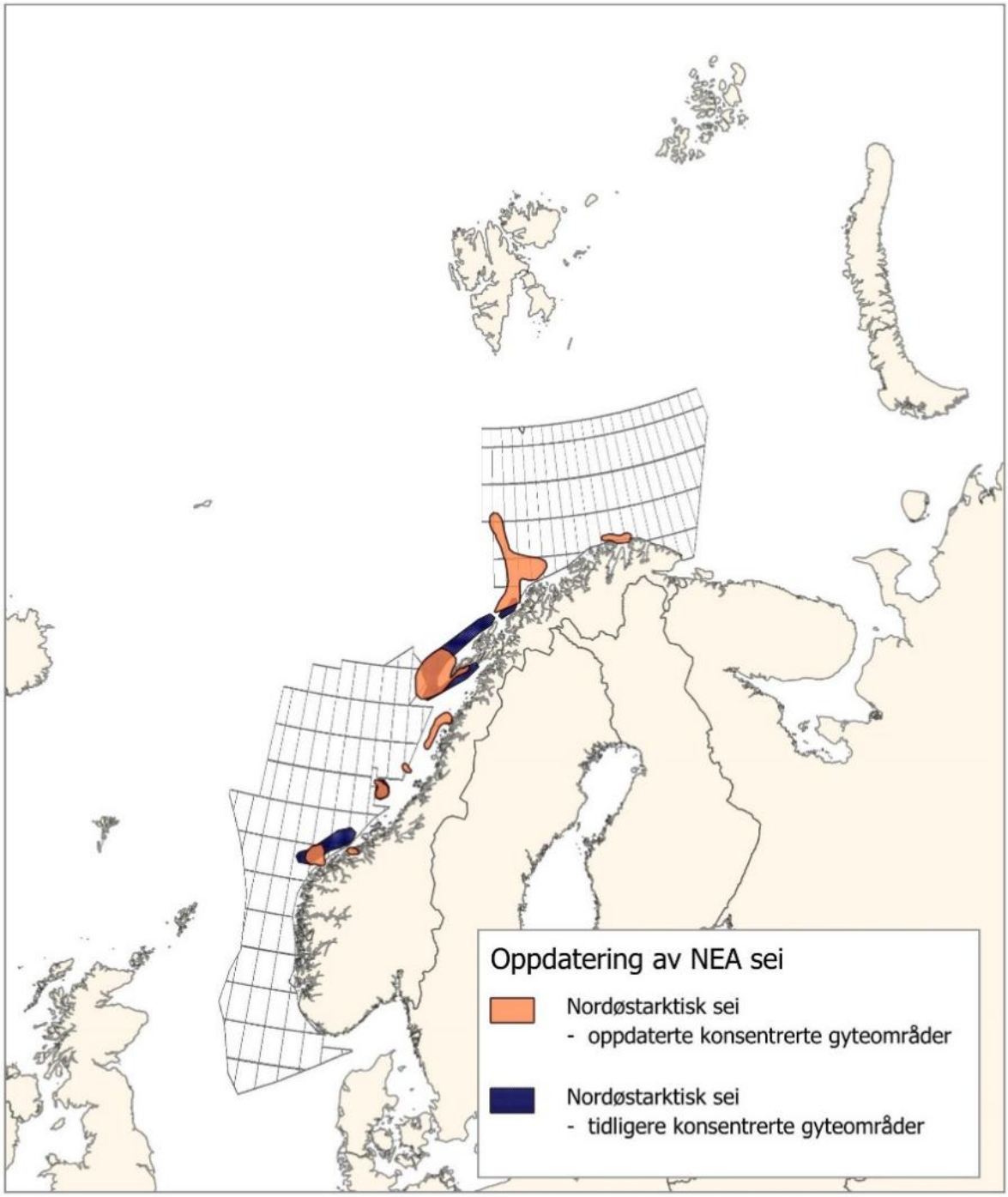
8.3 - Rådgivningskart for seismikk og elektromagnetiske undersøkelser

8.3.1 - Endringer fra 2024 – 2025

Rådgivningskartene for 2025 har blitt oppdatert basert på ny kunnskap.

8.3.1.1 - Oppdatert gytekart: NEA sei

Havforskningsinstituttet sine gytekart blir for NEA sei har blitt oppdatert i 2024. Det er bare de delene av gyteområdet som kan kalles «konsentrerte» gyteområder som blir med i rådgivningskartene. En sammenligning av tidligere og oppdaterte gytekart for NEA sei er vist i Figur 9. Det tidligere gytekartet som har vært i bruk til nå ble sist oppdatert i 2015. I 2021 ble det gjort analyser av tokt og fangstdata fra 2011-2019 som viste en nord-vestlig forflytting av sei i retning av Bjørnøya. Grunnlaget for nye gyteområder er tokt og fangstdata fra de siste 5 årene (2018-2023).



Figur 9. Gytekartet til NEA sei er oppdatert. Figuren viser en sammenligning av nye og tidligere gyteområder for NEA sei. Bare de konsentrerte gyteområdene er vist.

8.3.2 - Rådgivningskart

Siden 2018 har Havforskningsinstituttet benyttet rådgivningskart som viser for hvilke områder og perioder det er frarådet å drive med seismikk eller elektromagnetiske undersøkelser. Rådgivningskartene er sammenslått av ulike kartlag som representerer et gyte- eller beiteområde. Rådgivningskartene er laget med en

gyldighetsperiode på 2 uker, og kartlagene utgjør da gyte/beitekartene for de bestander som gyter/beiter i denne 2 ukers perioden. For eksempel består rådgivningskart for 1.-15. januar av gytekartene til alle bestander fra listen som gyter i perioden 1.-15. januar; (nordsjøtorsk, sei, kysttorsk sør, tobis, blåkveite og polartorsk), fisk som har gytevandring i denne perioden (NEA torsk) og hval som har intensivt beite i perioden (ingen) (Tabell 4). Rundt alle rådgivningskartene ligger også en buffersone på 20 og 5 nmi, som brukes for henholdsvis ordinære seismikkundersøkelser og borestedsundersøkelser.

Bestander og kartlag som rådgis for, og er inkludert i rådgivningskartene for 2025, er angitt i Tabell 4.

Tabell 4. Liste over bestander som rådgis for i 2024, samt hvilke perioder som frarådes for hver av disse.

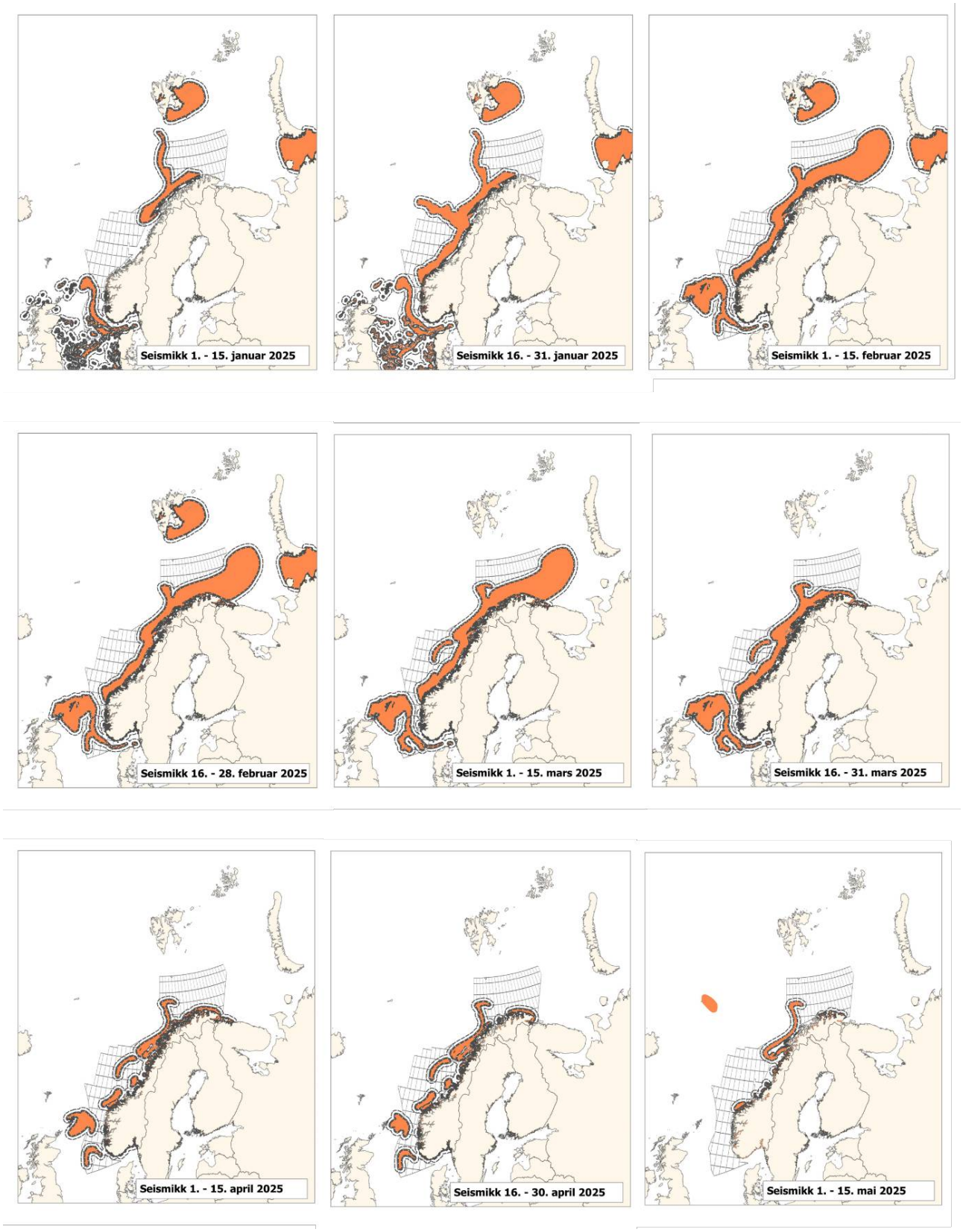
Seismikk/ EMU	Art	Sårbar aktivitet	Periode for fraråding	Buffer, nautiske mil
seismikk	Nordsjøtorsk, vest	Gyting	1. feb. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Nordsjøtorsk, øst	Gyting	1. jan. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Nordsjøsei	Gyting	1. jan. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Øyepål	Gyting	1.feb. - 15. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Kysttorsk sør for 62˚ N, eksponert mot hav	Gyting	1. jan. - 30. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Kysttorsk sør for 62˚ N, skjermet fra hav	Gyting	1. jan. - 30. apr.	Ingen buffer
Seismikk	Polartorsk	Gyting	1. nov. - 28. feb.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Tobis	Gyting	1. des. -31. jan.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Blåkveite	Gyting	1. des. -31. jan.	5 nm og 20 nm
Seismikk	NVG Sild	Gytevandring, Trænabanken	16. jan. - 31. jan.	5 nm og 20 nm
Seismikk	NVG Sild	Gytevandring langs kysten	16. jan. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	NVG Sild	Gyting	1. feb. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Lodde	Gytevandring	1. feb. - 15. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	NEA sei	Gyting	1. feb. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Nordsjøhyse	Gyting	1. feb. - 30. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Kysttorsk nord for 62˚ N, eksponert mot hav	Gyting	1. feb. - 15. mai	5 nm og 20 nm
Seismikk	Kysttorsk nord for 62˚ N, skjermet fra hav	Gyting	1. feb. - 15. mai	Ingen buffer
Seismikk	Lodde	Gyting	16.feb - 15. apr.	5 nm og 20 nm
seismikk	Hvitting nord	Gyting	1. mar. - 30. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Hvitting sør	Gyting	1.mar. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Vanlig Uer	Gyting	1. mar. - 30. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	NEA hyse	Gyting	1. mar. - 15. mai	5 nm og 20 nm
Seismikk	NEA Torsk	Gyting	16.mar - 30. apr.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Brisling	Gyting	1. mai - 30. jun.	Ingen buffer
Seismikk	Blålange	Gyting	16. mai - 15. jun.	5 nm og 20 nm
Seismikk	Hval	Beiting, Spitsbergen	1. jul. - 31. okt.	Ingen buffer

Seismikk	Hval	Beiting, Jan Mayen	1. mai - 31. jul.	Ingen buffer
Seismikk	NEA Torsk	Gytevandring	1. jan. - 31. mar.	5 nm og 20 nm
EMU	NEA Torsk	Gytevandring	1. jan. - 31. mar.	Ingen buffer
EMU	NVG Sild	Gytevandring, Trænabanken	16. jan. -31. jan.	Ingen buffer
EMU	NVG Sild	Gytevandring langs kysten	16. jan. - 31. mar.	Ingen buffer
EMU	Lodde	Gytevandring	1. feb. - 15. mar.	Ingen buffer
MMO	Grønlandshval	Beiting	1. jan. – 31. des.	Ingen buffer

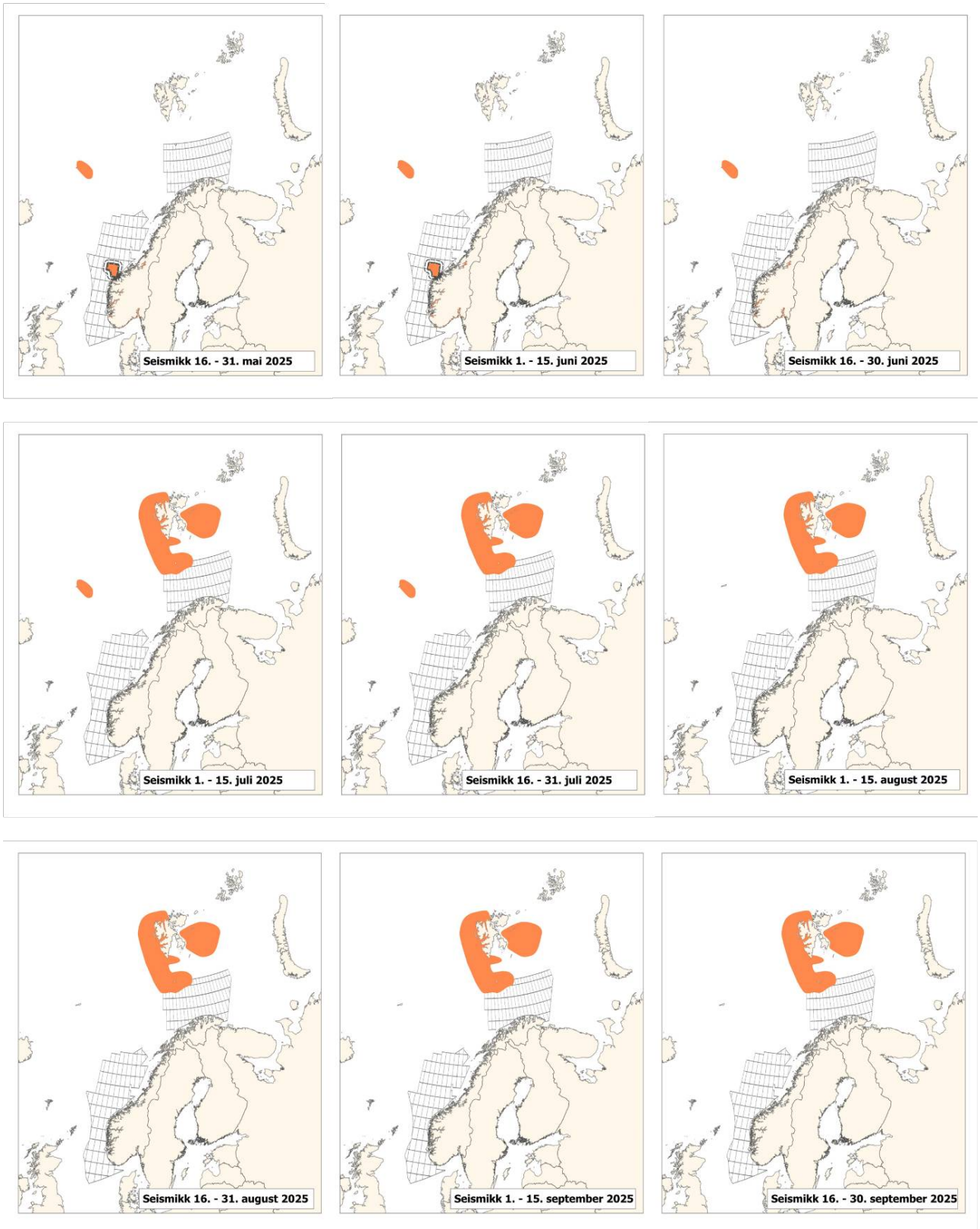
Figurene 10-12 viser alle rådgivningskartene for seismikk for 2025. Buffersonene på 5 og 20 nmi er inkludert der dette er aktuelt. Rutenettet i figurene viser blokker som er åpne for oljeleting.

Figur 13 viser rådgivningskart for elektromagnetiske undersøkelser. Etter 31.mars er det ingen fraråding for denne typen undersøkelser.

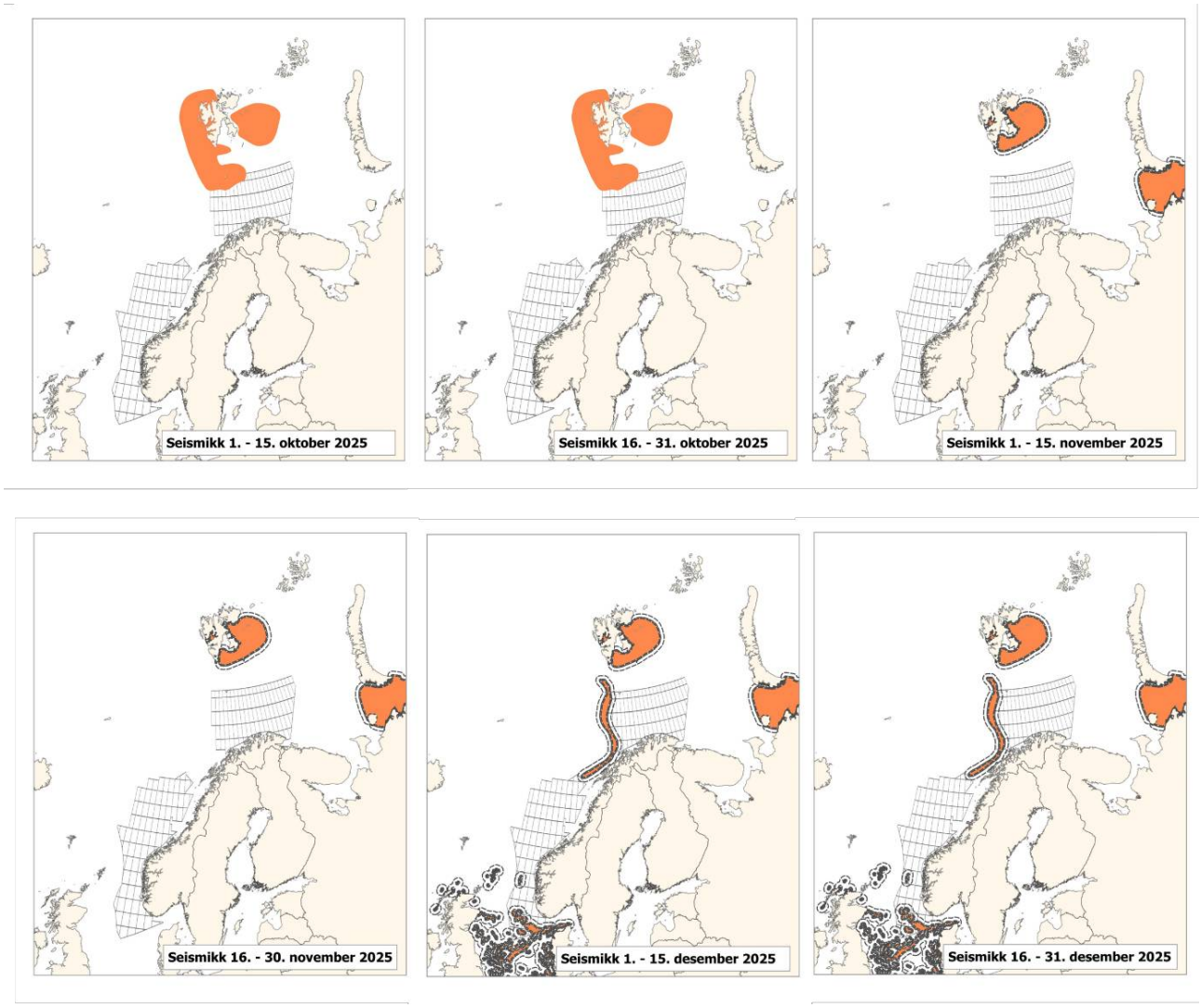
Figur 14 viser kartlag for hvor det er tilrådet å ha en dedikert observatør for å sikre at det ikke skytes seismikk i nærheten av grønlandshval



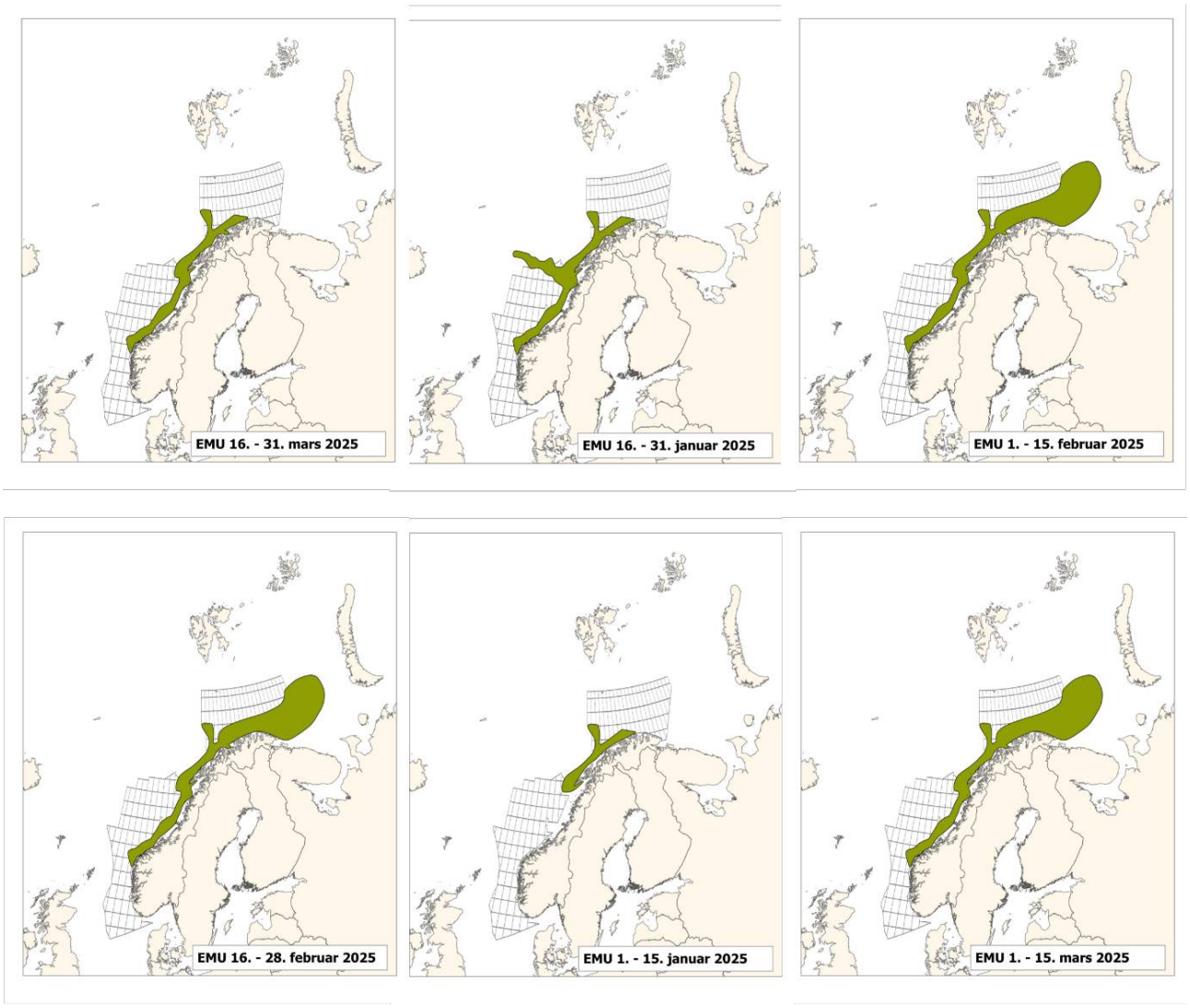
Figur 10. Oversikt over rådgivningskart for seismikk



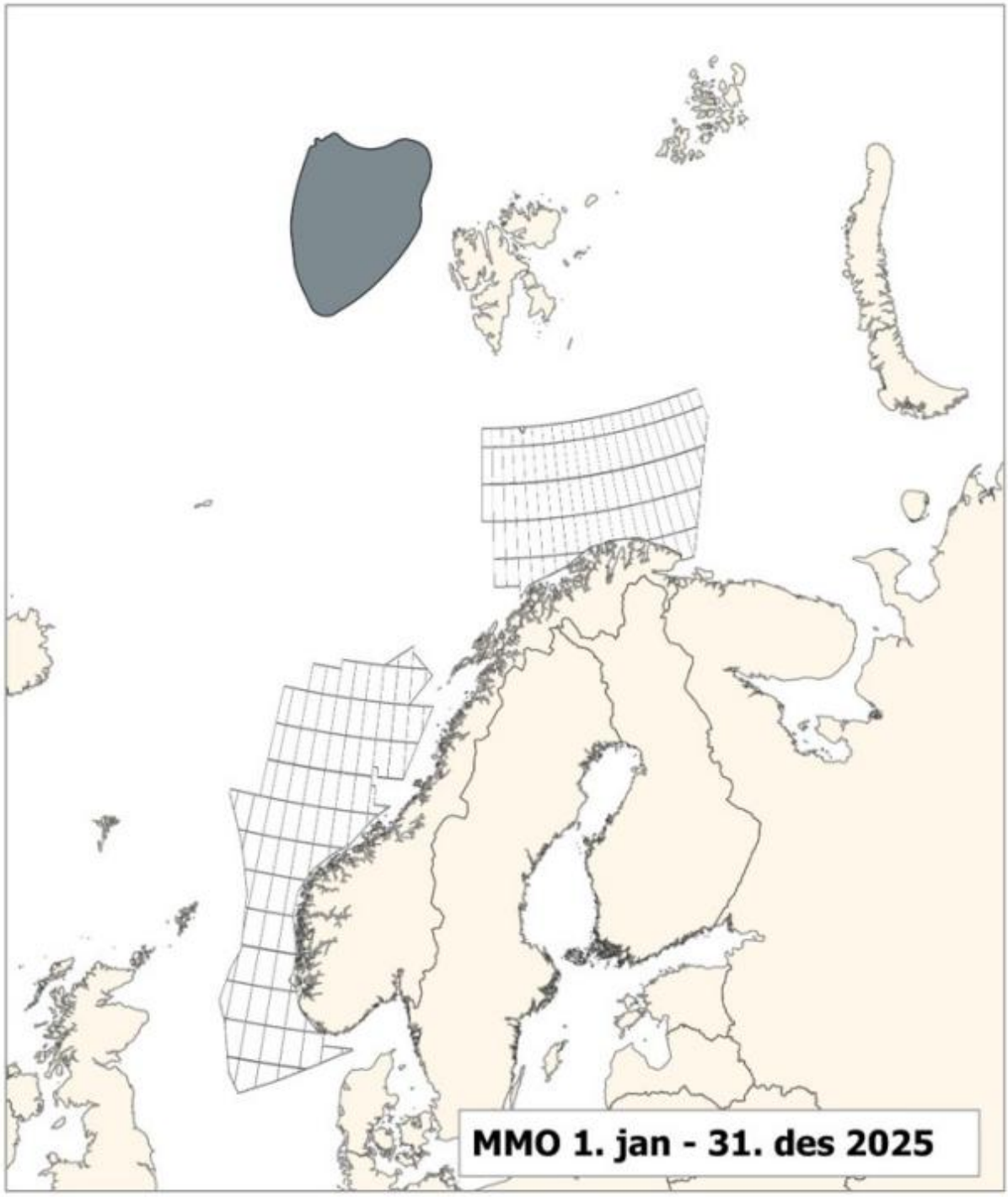
Figur 11. Oversikt over rådgivningskart for seismikk



Figur 12. Oversikt over rådgivningskart for seismikk



Figur 13. Rådgivningskart for elektromagnetiske undersøkelser (EMU). Disse har bare gytevandringer og ingen buffersone.



Figur 14. Område der det er tilrådet med observatør som sikrer at det ikke skytes seismikk når dersom grønlandshval observeres innen 1000 m.

8.3.3 - Tilgang til rådgivningskart

Rådgivningskartene representerer Havforskningsinstituttet sine råd for undersøkelser til havs som bruker seismiske eller elektromagnetiske kilder. Kartene inngår i Sokkeldirektoratet sitt meldesystem der slike undersøkelser må registreres og saksbehandles. Seismikkselskaper og andre ønsker gjerne tilgang til digitale

versjoner av disse kartene utenom meldesystemet, blant annet til bruk i planlegging av undersøkelser. Vi har derfor publisert kartlagene.

I tillegg er d atagrunnlaget for rådgivningsområdene publisert. Dette er et datasett bestående av de utvalgte gytefelt, gytevandringsområder og beiteområder slik de er tatt med i rådgivningen, med en mer rikholdig attributtabell.

8.3.3.1 - Se på rådgivningskartene

Rådgivningskartene vises på HI sine kartdata-sider https://www.imr.no/geodata/geodataHI.html under menyvalget «Rådgivningskart 2025»

8.3.3.2 - Laste ned rådgivningskartene i ulike filformater

Kartlagene som inngår i meldesystemet til Sokkeldirektoratet er publisert som datasett og er åpent tilgjengelig for bruk i egne fagsystemer, GIS-programmer, etc.

Datasettet heter “Raadgivning_2025” og er tilgjengelig som WMS- og WFS-tjenester, via OCG API Features, samt tilgjengelig for nedlasting i en rekke ulike filformater. Lenker finner man via metadataoppføringene på NMDC eller Geonorge:

- http://metadata.nmdc.no/metadata-api/landingpage/d1c559213edd8a7490c8e2ce30a0444a
- https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/raadgivningskart-for-seismiske-og-elektromagnetiske-undersoekelser/251682b0-804b-4975-8962-cae0a5e17426

Her finner man også mer teknisk informasjon om kartlagene, egenskapsbeskrivelser, produktark, lisensinformasjon, med mere.

Det er også mulig å laste ned data i ønsket format direkte via HI sin geoserver https://kart.hi.no/data, fra menyvalget “Layer preview”.

Her har vi også tilgjengeliggjort datasettet “ omraader_inkludert_i raadgivningskart_2025 ”, som inneholder polygoner og egenskaper for alle artene som danner grunnlaget for rådgivningen (gjengitt i Tabell 4 ,).

Alle tekniske spørsmål kan sendes til datahjelp@hi.no

8.4 - Referanser

Bjørge, A., Øien, N., Haug, T., Nilssen, K. T., and Biuw, M. 2021. FORSKERUTVALG OM SJØPATTEDYR 2020. Rapport fra havforskningen, 2021–42. https://www.hi.no/templates/reporteditor/report-pdf?id=48677&46419160.

Hamilton, C., Lydersen, C., Aars, J., Biuw, M., Boltunov, A., Born, E., Dietz, R., *et al.* 2021. Marine mammal hotspots in the Greenland and Barents Seas. Marine Ecology Progress Series, 659: 3–28.

Hooker, S., Iverson, S., Ostrom, P., and Smith, S. 2001. Diet of northern bottlenose whales inferred from fatty-acid and stable-isotope analyses of biopsy samples. Canadian Journal of Zoology-revue Canadienne De Zoologie - CAN J ZOOL, 79: 1442–1454.

Hooker, S., Whitehead, H., Gowans, S., and Baird, R. 2002. Fluctuations in distribution and patterns of individual range use of northern bottlenose whales. Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER, 225: 287–297.

Leonard, D., and Øien, N. 2019. Estimated Abundances of Cetacean Species in the Northeast Atlantic from Two

Multiyear Surveys Conducted by Norwegian Vessels between 2002–2013. NAMMCO Scientific Publications, 11 (2019). https://doi.org/10.7557/3.4695.

Leonard, D., and Øien, N. 2020. Estimated Abundances of Cetacean Species in the Northeast Atlantic from Norwegian Shipboard Surveys Conducted in 2014–2018. NAMMCO Scientific Publications, 11.

Lydersen, C., Vacquié-Garcia, J., Heide-Jørgensen, M. P., Øien, N., Guinet, C., and Kovacs, K. M. 2020. Autumn movements of fin whales (Balaenoptera physalus) from Svalbard, Norway, revealed by satellite tracking. Scientific Reports, 10: 16966.

Ressler, P. H., Dalpadado, P., Macaulay, G. J., Handegard, N., and Skern-Mauritzen, M. 2015. Acoustic surveys of euphausiids and models of baleen whale distribution in the Barents Sea. Marine Ecology Progress Series, 527: 13–29.

Skern-Mauritzen, M., Johannesen, E., Bjørge, A., and Øien, N. 2011. Baleen whale distributions and prey associations in the Barents Sea. Marine Ecology-Progress Series, 426: 289–301.

Solvang, H. K., and Øien, N. 2014. Abundance of minke whales in the Northeast Atlantic based on survey data collected over the period 2008-20013. NAMMCO Scientific report, SC/66aRMP/8. https://nammco.no/wp-content/uploads/2018/05/o06-iwc-sc-66a-rmp-8_abundance-estimates-of-common-minke-2008-2013.pdf.

Solvang, H. K., Haug, T., Knutsen, T., Gjøsæter, H., Bogstad, B., Hartvedt, S., Øien, N., *et al.* 2021. Distribution of rorquals and Atlantic cod in relation to their prey in the Norwegian high Arctic. Polar Biology, 44: 761–782. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH.

Woo, K., Isojunno, S., and Miller, P. 2023. Habitat use of the northern bottlenose whale Hyperoodon ampullatus near Jan Mayen, North Atlantic. Marine Ecology Progress Series, 718: 119–136.

9 - Vedlegg II: Korallrev og vernede områder

9.1 - Hvorfor det er viktig å beskytte revet mot utstyr som blir plassert på bunnen?

Den norske sokkelen, fra Stadt opp til Ingøydjupet vest for Nordkapp, er på mange måter karakterisert av sine utallige og ekstremt velutviklede korallrev, bygget av arten *Lophelia pertusa* . *Lophelia* er den vanligste revdannende dypvannskorallen i verden, men arten er særlig vanlig på norsk sokkel. Av alle registrerte forekomster av *Lophelia* globalt, så utgjør de norske 30%. Norge er derfor å regne som et kjerneområde for arten.

Korallrev fyller flere av de kriterier som definerer et sårbart økosystem. Korallrevene har en stor funksjonell signifikans ettersom de er levested for tusentalls andre arter og spiller en svært viktig rolle i karbonsyklusen i havet (Freiwald *et al.* , 2012; Cathalot *et al.* , 2015) . *Lophelia* har lav motstandsdyktighet mot lokal endring i miljøforhold fordi den er fastsittende. I tillegg har arten en lav evne til å bygge opp ny bestand etter endt påvirkning. Den har uregelmessig rekrutering og langsom vekst (en korallkoloni vokser omtrent 1 cm per år), det vil derfor ta 100 til 1000-tals år å bygge opp nye populasjoner eller rev hvis de ødelegges (Mortensen *et al.* , 1998; Rogers, 1999; Roberts, 2009; Brooke and Järnegren, 2013) .

Revene er skjøre og mange rev har tidligere blitt ødelagt av bunntråling med tungt bunngear (Fosså *et al.* , 2002; Hall–Spencer *et al.* , 2002) . Korallrev bygget av *Lophelia* står derfor på Norsk Rødliste for naturtyper og er listet som et truet og minkende habitat av OSPAR kommisjonen. Allerede i 1999 etablerte Fiskeriforvaltningen tiltak for å beskytte revene mot ødeleggelse av bunnfiske. I 2004 hadde 9 korallrevområder fått særskilt beskyttelse mot bunntråling gjennom utøvelsesforskriftens § 66 og i 2016 ble dette utvidet til å gjelde 18 områder (Fosså *et al.* , 2015) . I tillegg står det i forskriften: For å beskytte korallrev mot ødeleggelser som følge av fiskeriaktivitet, og derigjennom bidra til en forsvarlig ressursforvaltning blant annet ved å sikre reproduksjons- og oppvekstområder for mange fiskeslag, må det utvises særlig aktsomhet ved fiske i nærheten av kjente forekomster av korallrev. Det er forbudt å ødelegge rev med hensikt.

Havforskningsinstituttet fraråder ikke seismikkundersøkelser i områdene med koraller (Figur 15), men for undersøkelser som skal plassere utstyr på bunnen i disse områdene råder vi til å bruke visuelt utstyr for å være sikker på at en ikke ødelegger koraller.

Figur 15: Utbredelse av kaldtvannskorallen Lophelia pertusa på den norske kontinentalsokkel. Oransje prikker viser lokaliteter med dokumenterte/verifiserte forekomster av Lophelia pertusa, grønne polygoner viser kjente, kartlagte korallrev bygget av Lophelia pertusa, røde polygoner viser forbudsområder, det vil si områder der korallrev er vernet mot fiske og hvor det råder et forbud mot bruk av redskap som slepes under fiske.

9.2 - Referanser

Brooke, S., and Järnegren, J. 2013. Reproductive periodicity of the scleractinian coral Lophelia pertusa from the Trondheim Fjord, Norway. Marine Biology, 160: 139–153.

Cathalot, C., Van Oevelen, D., Cox, T. J. S., Kutti, T., Lavaleye, M., Duineveld, G., and Meysman, F. J. R. 2015. Cold-water coral reefs and adjacent sponge grounds: hotspots of benthic respiration and organic carbon cycling in the deep sea. Frontiers in Marine Science, 2. Frontiers. https://www.frontiersin.org/journals/marine-science/articles/10.3389/fmars.2015.00037/full (Accessed 26 November 2024).

Fosså, J. H., Mortensen, P. B., and Furevik, D. M. 2002. The deep-water coral Lophelia pertusa in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. Hydrobiologia, 471: 1–12.

Fosså, J. H., Kutti, T., Buhl-Mortensen, P., and Skjoldal, H. R. 2015. Vurdering av Norske korallrev. Havforskningsinstituttet. https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/bitstream/handle/11250/2374385/HI-rapp_8-2015.pdf?sequence=1 (Accessed 26 November 2024).

Freiwald, A., Beuck, L., and Wisshak, M. 2012. Korallenriffe im kalten Wasser des Nordatlantiks. Die Vielfalt des Lebens: Wie hoch, wie komplex, warum? 89. John Wiley & Sons.

Hall–Spencer, J., Allain, V., and Fosså, J. H. 2002. Trawling damage to Northeast Atlantic ancient coral reefs. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 269: 507–511. Royal Society.

Mortensen, P. B., Rapp, H. T., and Båmstedt, U. 1998. Oxygen and carbon isotope ratios related to growth line patterns in skeletons of Lophelia pertusa (L) (Anthozoa, Scleractinia): Implications for determination of linear extension rate. Sarsia, 83: 433–446. Taylor & Francis.

Roberts, J. M. 2009. Cold-water corals: the biology and geology of deep-sea coral habitats. Cambridge University Press.

Rogers, A. D. 1999. The Biology of Lophelia pertusa (Linnaeus 1758) and Other Deep-Water Reef-Forming Corals and Impacts from Human Activities. International Review of Hydrobiology, 84: 315–406.

10 - Vedlegg III: Bruk av lydgrense

Havforskningsinstituttet foreslo en prøveordning med lydgrense i 2023 hvor det ble åpnet for å få unntak fra regelen om 20 eller 5 nmi buffersone rundt gytefeltene, angitt som frarådingsområder. Vi har hatt ett selskap som har benyttet seg av lydgrensen siden vi startet , og vi vil holde fram med denne ordningen i 2025.

For å få et slikt unntak må operatøren gå i dialog med Havforskningsinstituttet, og unntaket kan gis basert på målinger eller akustisk modellering av lydforplantning og verifikasjonsmålinger utført av, eller på vegne av, operatøren.

Lydeksponeringsnivå, Sound Exposure Level (SEL), er et mål på energien i lyden i perioden det beregnes over (Lucke et al. 2024; Martin et al. 2019). Lydeksponeringsnivået, $SEL_{cum,10s}$, integrert over antall skudd pr. 10 sekunder i frarådingsområdet må dokumenteres før undersøkelsen ved hjelp av modellering til å være under 145 dB re 1µPa ^{2} s. Den foreslåtte framgangsmåten består av modellering av lydforplantning fra den seismiske kilden som skal benyttes i undersøkelsene, verifisert med målinger under de seismiske undersøkelsene.

Følgende steg forventes:

1. Det benyttes industristandard verktøy for å modellere kildesignatur (for eksempel Gundalf eller Nucleus+). Kildesignaturen må kunne gjøres tilgjengelig for HI
2. Verktøyet for modellering av lydforplantning må være dokumentert og egnet for å simulere lydforplantning av seismiske pulser og estimere SEL under vann. Offentlig tilgjengelige verktøy er å foretrekke.
3. Modelleringen av lydforplantningen må være transparent slik at HI kan gjennomgå de ulike stegene og reprodusere resultatene.
4. Miljøparametrene som brukes i simuleringene, må være både relevante og godt dokumenterte. Dette inkluderer lydhastighetsprofiler, bunndybde og sedimentsammensetning samt de elastoakustiske egenskapene til havbunnen.
5. Resultatene må vise at maksimum vertikal $SEL_{cum,10s}$ (dB re 1µPa ^{2} s) gjennom vannsøylen er mindre eller lik 145 dB re 1µPa ^{2} s i frarådingsområdet, uavhengig av hvor i den planlagte undersøkelsen kilden befinner seg for å kunne få et unntak. Dataene og beregningene må kunne gjøres tilgjengelig for HI. $SEL_{cum,10s}$ må beregnes over frekvensbåndet 5 Hz-1 kHz.
6. Målinger av lydtrykk må utføres under det seismiske surveyet ved bruk av kalibrert(e) hydrofon(er) og dokumenteres. Beregning av $SEL_{cum,10s}$ og sammenligning med resultater fra modellering må evalueres og beskrives. Data, kalibrering og beregninger må kunne gjøres tilgjengelig for HI.

Et alternativ til modellering kan være gode målinger ved ulike avstander og dyp som viser at lyden ikke overstiger grensen.

10.1 - Om lyd-grensen

Forskning på gytende torsk viste at torsken ikke flyttet seg vekk fra gyteområdet under eksponering til en nedskalert seismikk-kilde (McQueen et al. 2022). En kan derfor anta at ved nivå lik eller lavere enn det torsken i dette studiet ble eksponert for (145 dB re 1 uPa ^{2} s SEL integrert over 10 sekunder) lite sannsynlig medfører storskala forflytning. Derfor anses det som akseptabelt at gyteområder kan utsettes for lydnivåer opp til $SEL_{cum,10s} \leq$145 dB re 1 uPa ^{2} s (integrert over 10 sekunder). Som beskrevet i kap. 3.3, vil avstanden fra seismikk-

kilden til hvor dette nivået inntreffer være høyst variabelt, og må derfor modelleres eller måles for den spesifikke kilden og område den skal brukes.

Lydgrensen er gitt i form av lydeksponeringsnivå, $SEL_{cum,10s}$,på 145 dB re 1 uPa^2s integrert over 10 sekunder for frekvensbåndet 1-1000 Hz. Det skal integreres over antall skudd per 10 sekunder. Bakgrunnstøyen kan trekkes fra beregningene.

Dersom det blir brukt skudd fra ulike arrayer som gjerne har ulik størrelse, eller man bruker kortere pulsintervall enn 10 sekunder kan man integrere over antall pulser pr. 60 sekunder, men da blir lydgrensen 152.8 dB re 1 uPa^2s.

Lydgrensen for 60 sekunder blir beregnet for 6 pulser pr. 60 sekunder i stedet for 1 puls pr. 10 sekunder.:

$SEL_{cum,60s}=145+10*\log_{10}(6)=152.8$ dB re 1 uPa^2s

Det vil ikke gjøre noen forskjell om man bruker 10 sekunder med 145 dB grense eller 60 sekunder med 152.8 dB grense dersom alle pulser er like, men dersom man bruker sekvensiell avfyring med ulike typer luftkanonoppsett bør man bruke 60 sekunders grensen for å få med de ulike pulsene.

10.2 - Hvordan bruke disse grensene

Steg 1. Filtrer signalet med et båndpassfilter sånn at det bare inneholder 5-1000 Hz.

Steg 2. Finn integrasjonstiden som dekker pulsen. En tommelfingerregel er at etter man har filtrert vekk mye av bakgrunnsstøyen med båndpassfilteret så ser man hvor signalet stiger opp fra bakgrunnsnivået.

Steg 3. Først beregner man det tidsintegrerte, kvadrerte lydtrykket for signalet (sound exposure, $E_{p,T}$, (Anon 2017)) ved å integrere lydtrykket p over varigheten til signalet, T=t2-t1.

$$E_{p,T_{signal}}=\int_{t1}^{t2} p^2(t)\,dt$$

Der p er lydtrykket i Pascal. Dette kan man se på som den lineære versjonen av SEL (uten logaritme) for signalet.

Før man beregner SEL kan man trekke fra bakgrunnsstøyen.

Steg 4. På samme måte som i steg 3, beregnes det tidsintegrerte, kvadrerte lydtrykket (sound exposure, $E_{p,T_{bakgrunn}}$) for bakgrunnsstøyen (filtrert med samme filter som signalet) og integrert over samme varighet.

Steg 5. Trekk det tidsintegrerte, kvadrerte lydtrykket (sound exposure, $E_{p,T}$) for bakgrunnsstøyen (fra steg 4) fra signalet (fra steg 3)

$$E_{p,T}=E_{p,T_{signal}}-E_{p,T_{bakgrunn}}$$

Steg 6: Beregn lydeksponeringsnivået, SEL, også kalt $L_{E_{p,T}}$ i ISO-standarden ISO 18405: 2017.

$$L_{E_{p,T}} = 10\log_{10}(E_{p,T}/E_{p,0})$$

Hvor $E_{p,0}$ er referanseverdi brukt i undervannsakustikk (se for eksempel ISO 18405: 2017).

Nå har man SEL for et utsendt signal, men så må man ta hensyn til pulsintervallet.

Steg 7. Beregn hvor mange pulser man sender per 10 eller 60 sekunder. Ved pulsintervall på 5.56 blir antall pulser henholdsvis N_{10}=10/5.56=1.8 og N_{60}=60/5.56=10.8.

Steg 8. Beregn SEL for 10 eller 60 sekunder ved å bruke relasjonen under og sette inn antall pulser og $L_{E_{p,T}}$ beregnet i steg 6 og 5.

$L_{E_{p,10}} = L_{E_{p,T}} + 10*\log_{10}(N_{10})$

$L_{E_{p,60}} = L_{E_{p,T}} + 10*\log_{10}(N_{60})$

Dersom man bruker ulike pulser, for eksempel med ulike arrays sekvensielt, kan man plusse sammen $E_{p,T}$ beregnet i steg 5 for hver puls i løpet av 60 sekunder og deretter bruke formelen i steg 6 til å beregne $L_{E_{p,60}}$.

Beregnete verdier skal altså være under 145 og 152.8 dB re 1 uPa^{2}s for henholdsvis 10 og 60 sekunders periode. Vi gjør oppmerksom på at dersom pulsintervallet er lenger enn 10 sekunder så vil vi ikke gi tillatelse til å bruke enkeltskudd med SEL høyere enn 145 dB re 1 uPa^{2}s, siden vi ikke har kunnskap om hvordan fisken vil reagere på kraftigere skudd.

10.3 - Eksempel på databehandling

Filtrer signalet med et båndpassfilter sånn at det bare inneholder 5-1000 Hz. Dette kan for eksempel gjøres med et butterworth filter med 5 Hz som laveste grense og 1000 Hz som høyeste grense.

(Et alternativ er å beregne SEL uten filter for deretter å integrere over frekvens istedenfor tid når man beregner SEL, men det er ikke beskrevet her.)

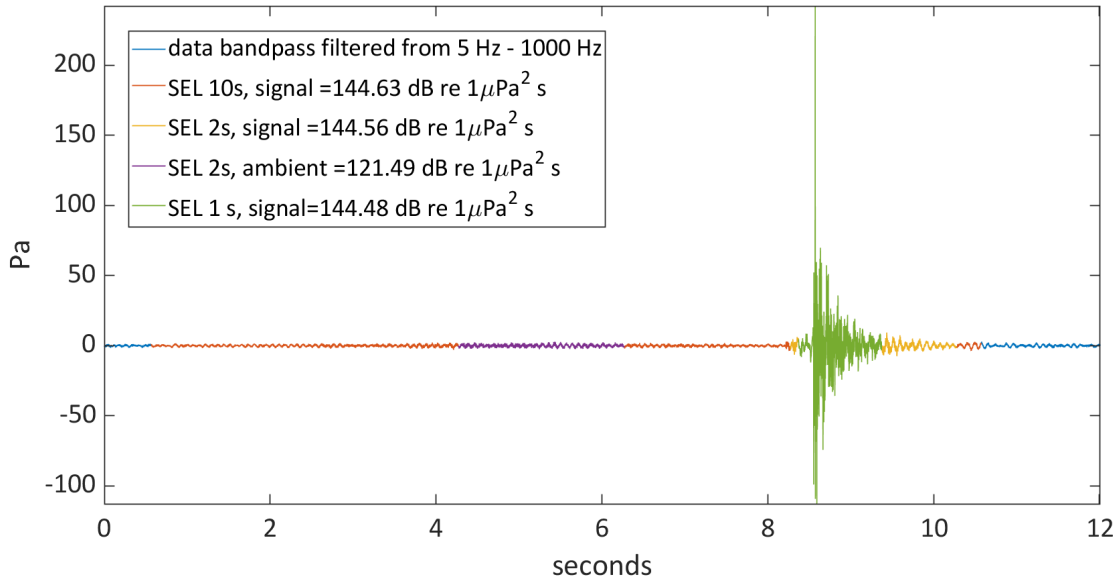
Figur 16 viser 12 sekunder av et målt signal fra en luftkanon. Dette signalet er båndpassfiltrert fra 5-1000 Hz med et 3. ordens Butterworth filter. Opptaket er gjort i sjø langs kysten, og det er et høyt signal-til-støy forhold (SNR). Vi ser tydelig signalet, men akkurat hvor det starter og hvor det slutter kan være utfordrende å bestemme nøyaktig. Her har vi prøvd med ulike perioder på 1 s (grønt), 2s (gult) og 10 s (oransje) som dekker mesteparten eller hele signalet. Når vi beregner SEL for disse tre periodene kan det programmeres på denne måten i Matlab (eksempel for 2 s periode):

```
Signal_2s=Data(indeks_plukk_2s); % indexes covering 2 seconds around seismic pulse

Ep_2s=dt*sum(Signal_2s.^2); % estimate sound exposure (see steg 3)

L_Ep2s=10*log10(Ep_2s/1e-12); % estimate sound exposure level (see steg 6)
```

Her (Figur 16 og i Matlab-eksempelet) er SEL beregnet for de ulike periodene uten å trekke fra støy, bare for å se hvor mye SEL endrer seg når vi endrer tiden vi integrerer over. Det er tydelig at vi får med mesteparten av energien ved å integrere over 1 sekund (merket med grønt), men samtidig ser vi at ikke alt av signalet er med. Dersom vi utvider til 2 sekund ser det ut som omtrent hele signalet er dekket (grønt + gult område). Vi plukker derfor også ut 2 sekund av bakgrunnsstøy før signalet. Den har SEL verdi over 20 dB lavere enn signalet, så den er nesten neglisjerbar, men vi kan trekke den fra som beskrevet i steg 3-5.



Figur 16. Eksempel på målt lydpuls fra luftkanon og SEL beregnet for ulike integrasjonstider (varigheter). Siden mesteparten av energien er innenfor 1 sekund av pulsvarigheten (grønt område) blir det ikke så stor forskjell i beregnet SEL om man tar med lengre periode.

Trekker vi fra støy fra signalet beregnet med 2 sekund integrasjonstid

$$E_{p,T} = E_{p,T_{signal}} - E_{p,T_{bakgrunn}}$$

hvor $E_{p,T_{bakgrunn}}$ = 1.41 *og* $E_{p,T_{signal}} = 285.9$ blir dermed sound exposure $E_{p,T}$ = 284.5.

SEL beregnes da som $L_{E_{p,T}}$ =10*log10(284.5/1e-12) = 144.54 dB re 1 uPa^{2}s.

Hvis vi sammenligner med signalet uten å trekke fra støy (verdi oppgitt i Figur 16) ser vi at verdien på SEL gikk ned 0.02 dB ved å trekke fra bakgrunnsstøyen. Når det er så liten forskjell, har det ikke så mye for seg å bry seg om dette.

Nå har vi altså beregnet at $L_{E_{p,T}}$ for signalet vårt er 144.5 dB som er under støygrensen, men hva hvis vi har et skuddintervall på 5.56 sekunder? Da må vi beregne hvor mange pulser vi får ved 10 eller 60 sekunder. Her prøver vi begge deler:

Ved pulsintervall på 5.56 blir antall pulser henholdsvis N_{10}=1.8 og N_{60}=10.8

$L_{E_{p,10}} = 144.5$ +10*log$_{10}$(1.8) =147.1 dB re 1 uPa^{2}s som er over grensen på 145 dB re 1 uPa^{2}s .

$L_{E_{p,60}}$ =144.5 +10*log$_{10}$(10.8) = 154.8 som er over grensen på 152.8 dB re 1 uPa^{2}s.

Da må man enten øke avstanden til gytefeltet, minke styrken på skuddene, eller skyte sjeldnere (men sjeldnere enn 10 sekund hjelper ikke siden HI ikke har erfaring med høyrere skudd med lavere pulsrate og derfor ikke kan vurdere det).

10.4 - Referanser

Anon. 2017. “ISO 18405:2017.”

Lucke, Klaus, Alexander O. MacGillivray, Michele B. Halvorsen, Michael A. Ainslie, David G. Zeddies, and Joseph A. Sisneros. 2024. “Recommendations on Bioacoustical Metrics Relevant for Regulating Exposure to Anthropogenic Underwater Sounda).” *The Journal of the Acoustical Society of America* 156(4):2508–26. doi: 10.1121/10.0028586.

Martin, S. Bruce, Corey Morris, Koen Bröker, and Caitlin O’Neill. 2019. “Sound Exposure Level as a Metric for Analyzing and Managing Underwater Soundscapesa).” *The Journal of the Acoustical Society of America* 146(1):135–49. doi: 10.1121/1.5113578.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no