



UiT Norges arktiske universitet

Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi

Atferdsreaksjoner hos Atlantisk torsk (*Gadus morhua*) som følge av seismikkskyting

Anette Walle

Masteroppgave i fiskeri- og havbruksvitenskap FSK-3960 vår 2020



Forord

Denne oppgaven markerer avslutningen på min studietid ved universitetet i Tromsø. Det har vært noen begivenhetsrike år. Takk til hovedveileder Roger B. Larsen for støtte gjennom de siste to årene. Jeg vil takket Jørgen S. Christiansen for veiledning og hjelp fra start til slutt i denne prosessen, og ikke minst for inspirasjon til å skrive om dette tema.

Denne oppgaven hadde ikke blitt til hadde det ikke vært for Lise D. Sivle og Havforskningsinstituttet, så stor takk til dem for at jeg fikk ta del i deres prosjekt SpawnSeis. En gigantisk takk til biveileder Tonje Nesse Forland for utallige møter på Skype og for uvurderlig hjelp, også en stor takk til Karen de Jong ved HI for hjelp med oppgaven og for at jeg ble tatt så godt imot på Austevoll. Det har vært utrolig spennende og svært lærerikt!

Takk til medstudent og labpartner, Camilla, for mange gode samarbeidsprosjekter de siste fem årene. Også en stor takk til Anne Grete for gjennomlesning av oppgaven.

Sist, men ikke minst, takk til Ole for støtte og tålmodighet. Du er god som gull!

Tromsø, mai 2020

Anette Walle



Sammendrag

Det har vært en betydelig økning av antropogene lydkilder i akvatiske miljøer de siste 30 årene, deriblant seismiske undersøkelser. Seismikk er en lavfrekvent lyd som har evne til å bre seg over store områder og det er derfor knyttet bekymring til hvorvidt det kan ha negative konsekvenser for marine organismer. I dette studiet har vi undersøkt hvorvidt seismikk kan føre til atferdsendringer hos atlantisk torsk (*Gadus morhua*). Eksperimentet ble utført på torsk i merder (5 x 5 m) og selve eksponeringen for seismikk bestod i tre timers daglig eksponering over åtte dager. Ekkolodd ble brukt for å studere den vertikale fordelingen før, under og etter eksponeringen, mens videoopptak samt ekkolodd ble brukt for å studere eventuelle responser ved første daglige skudd. Det var ingen signifikant forskjell mellom mediandybden før, under og etter eksponeringen og det viste seg heller ikke å være en akkumulerende effekt av seismikk. Det var derimot synlige alarmresponser hos over halvparten av fisk innenfor kameraets rekkevidde på det aller første skuddet. Denne responsen var avtagende og ved enden av eksperimentet var responsen tilnærmet borte. Dette kan tyde på at observert torsk tilvennet seg lyden, og at reaksjonene derfor kan karakteriseres som kortvarige effekter.

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon	1
1.1	Undervannsakustikk	3
1.1.1	Seismikk	4
1.2	Hørselssans hos fisk	6
1.2.1	Hørselssans hos torsk	8
1.2.2	Lydproduksjon hos torsk	8
1.2.3	Maskering	10
1.3	Atferd	10
1.3.1	Vertikalt svømmemønster hos torsk	10
1.3.2	Stress	13
1.3.3	Habituering	13
1.4	Tidligere forskning	14
2	Metode og materiale	17
2.1	Forsøksområde	18
2.2	Fisk	19
2.3	Oppsett av merd og annet utstyr	20
2.3.1	Ekkolodd	20
2.3.2	Luftkanon	21
2.3.3	Hydrofoner og partikkelbevegelse	22
2.3.4	Video	23
2.4	Eksponeringen	24
2.5	Dataanalyser	25
3	Resultater	26
3.1	Lydmålinger	26
3.2	Første skudd	28
3.3	Mediandybden før, under og etter eksponering	29
3.4	Akkumulerende effekt av seismikk	32
4	Forskningsdesign	34
4.1.1	Tekniske forhold	35
4.1.2	Biologiske forhold	36
4.1.3	Datagrunnlag	37
4.1.4	Generelle utfordringer	37
5	Diskusjon	37
5.1	Korttidseffekter	38
5.2	Langtidseffekter	38
5.3	Habituering	39
5.4	Forskningsdesign	40
5.5	Veien videre	42
5.6	Konklusjon	43
6	Referanseliste	44

1 Introduksjon

Populærkulturelle referanser fra litteraturens og filmens verden som fremstiller havet som et stille sted er for lengst motbevist. For det første er det mange biotiske og abiotiske lyd-kilder i akvatiske miljøer, der mange er avgjørende for livet i undervannsmiljøer. For eksempel kan fisk være avhengige av både hørsel og lydproduksjon for å lokalisere byttedyr og unngå predatorer, samt at viktige biologiske prosesser som reproduksjon i stor grad kan påvirkes av lyder – enten det er for å tiltrekke seg eller finne maker (Brawn, 1961b). For det andre har det vært en betydelig økning av antropogene lyd-kilder i undervannsmiljøer, deriblant seismiske undersøkelser (Slabbekoorn et al., 2010; Cox et al., 2018; Popper & Hawkins, 2019). Seismikk brukes i stor grad av petroleumsnæringen for å kartlegge havbunnen for å lete etter olje- og gassforekomster. Interessekonflikten mellom fiskeri- og petroleumsnæringen har pågått nesten like lenge som oljeutvinningen har funnet sted. Dette er også bakteppet for flere av de studiene som er gjort (Løkkeborg & Soldal, 1993; Engås et al., 1996; Engås & Løkkeborg, 2002; Slotte et al., 2004; Løkkeborg et al., 2012); om hvorvidt seismikk kan føre til atferdsendringer som igjen kan påvirke fangsten i fiskeriene. Inntil videre er det nettopp atferdsmessige effekter som har vært hovedfokus når man har forsket på seismikk og dens påvirkning på fisk og marine pattedyr, og i mindre grad hvorvidt det kan påføre fysiologiske skader, som skader på hårcellene i det indre øret (McCauley et al., 2003), nedsatt hørsel (Popper et al., 2005) eller økt nivå av stresshormonet kortisol (Sierra-Flores et al., 2015). Dersom seismikk påvirker gytevandringen eller gyteprosessen hos fisk kan dette få negative følger for reproduksjonen og dermed føre til en lavere rekruttering. Dette kan igjen påvirke hele fiskepopulasjoner. Min motivasjon for å skrive denne oppgaven er å beskrive eventuelle atferdsreaksjoner hos torsk (*Gadus morhua*) som en følge av seismikkskyting.

Ett mål med denne oppgaven er å finne ut om seismiske luftkanoner kan påvirke atferd til torsk (*Gadus morhua*). Det overordnede spørsmålet som ble stilt var dermed: *kan seismiske luftkanoner påvirke atferd til torsk?* I tillegg ble det stilt spørsmål ved om ekkolodd kan brukes til å fange opp eventuelle atferdsendringer for denne typen eksponering, og hvorvidt torsk virker å tilvenne seg lyden fra luftkanonen.

Min oppgave har følgende hypoteser:

(H1) torsk endrer atferd når den blir utsatt for seismikk;

(H2) seismikk har en korttidseffekt, der fisken reagerer i starten, men etter hvert avtar responsen

For å adressere den første hypotesen ble følgende prediksjon lagt til grunn: *Når torsk blir eksponert for seismiske luftkanoner vil den vertikale fordelingen i merden endres.* Det ble besluttet å hente ut ekkolodd-data fra de daglige tretimers eksponeringene av seismikk samt tre timer før og tre timer etter eksponering. Det var forventet at fiskene i merden ville oppholde seg nærmere bunnen under eksponeringen og det ble derfor besluttet å finne medianverdien for hvilket dyp fiskene i merdene befant seg før første skudd, under eksponeringen og etter eksponeringen var avsluttet – for samtlige av de daglige eksponeringene.

For den andre hypotesen ble prediksjonen: *Når torsk eksponeres for seismikk kan de tilvenne seg lyden og dermed reduseres atferdsresponsene som gjorde seg gjeldene i starten.* Dette ble testet ved at vi delte innsamlet data inn i ulike tidsperioder, etter antall skudd fisken hadde blitt eksponert for, hvor vi brukte medianverdien for hver enkelt tidsperiode. Følgende tidsperioder ble brukt: (1) 1 minutt – tilsvarte 6 skudd; (2) fem minutter – 30 skudd; (3) 30 minutter – 180 skudd; (4) 180 minutter – 1080 skudd. Den første tidsperioden ble valgt for å se om det var noen endringer like etter *det første skuddet*, og på den måten kunne fange opp eventuelle korttidsendringer. De påfølgende tidsperiodene ble valgt for å se om den eventuelle korttidsendringen vedvarte i 5, 30 og/eller 180 minutter, hvorav 180 minutter dekket hele de daglige eksponeringsperiodene. I tillegg ble det besluttet å bruke videoopptak for å se om det var en synlig reaksjon (alarmrespons) etter *det første skuddet* eller ikke, og dersom det var det, om det skyldtes seismikk eller om det var en annen årsak som vi ikke fanget opp på ekkolodd.

Første del av oppgaven gir en kort beskrivelse av undervannsakustikk etterfulgt av en mindre del om seismikk. Deretter følger et kapittel om hørselssansen/hørselsorganet til fisk der også hørselssans og lydproduksjon til torsk beskrives, dette er for å gi en innsikt i hvilken rolle lyd kan ha for torsk. Neste kapittel tar for seg atferd, med hovedfokus på stress og vertikalt svømmemønster hos torsk, i tillegg til en kort del om maskering. Første del av oppgaven avsluttes med en oppsummering av tidligere forskning innenfor oppgavens tema. Del to omhandler metode og den starter med en kort beskrivelse av forskningsprosjektet SpawnSeis¹

¹ Om SpawnSeis: <https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/seismikk/pagaende-prosjekter>

ledet av Havforskningsinstituttet, som denne oppgaven er en del av. Dette er for å skille formålet med prosjektet fra hva som er hensikten med denne oppgaven, samt få en innsikt i hvilke andre antropogene lydkilder som var tilstede i samme tidsrom som da data til denne oppgaven ble samlet inn. Dette inngår ikke i datamaterialet som denne oppgaven bygger på, men det er likevel verdt å nevne, da flere av disse aktivitetene genererte en del støy. Det er viktig å påpeke at hensikten med denne oppgaven var å se om seismikk kunne føre til atferdsendringer, og ikke hvorvidt det kunne føre til skadeeffekter på fisk. Del tre viser resultatene og etterfølges av et kapittel der det redegjøres for valg av forskningsdesign, oppgavens rammevilkår og datagrunnlag, samt utfordringer knyttet til denne type forsøk. Grunnen til at jeg har valgt å ha dette som et eget kapittel før diskusjonen var at min oppgave ble formet ut ifra de rammebetingelsene som allerede var satt for SpawnSeis, og at det derfor er viktig å redegjøre for hvorfor *dette* forsøket ble utført på det viset det ble. Videre følger en diskusjon der jeg underbygger mine funn med referanser til publisert data og til slutt en kort oppsummering/konklusjon.

1.1 Undervannsakustikk

Ved hjelp av undervannsakustikk kan man kartlegge ulike deler av havet og de marine ressursene; enten formålet er forskning, militær virksomhet, fiskeri eller petroleumsvirksomhet. Lyd er trykkbølger som kan bevege seg gjennom fast stoff, gass eller væske. Lydbølger under vann har større hastighet enn i luft – omtrentlige verdier ved 20°C i luft er 343 m/s, mens det i sjø er omtrent 1484 m/s. Hvordan lydbølger brer seg, reflekteres og absorberes under vann avhenger av ulike faktorer: bunntopografi, dybde, havstrømmer, temperatur, saltholdighet samt lydkildens karakter – lydstyrke, varighet og frekvens (Simmonds & MacLennan, 2005; Dalen et al., 2008). Eksempelvis vil en blank og jevn havoverflate nærmest reflektere all undervannslyd, mens en ujevn overflate vil spre lyden i større grad (Dietz & Mosbech, 1989).

Temperatur, saltholdighet, tetthet og trykk påvirker også lydens hastighet og i hvor stor grad den absorberes. Når lyd absorberes vil det medføre et energitap hvor energien omgjøres til varme. Lydens hastighet i vann øker med økt tetthet, temperatur og saltholdighet. Dette vil si at ved samme dybde og temperatur vil lyden bevege seg raskere i havet enn i ferskvann. Trykket øker på dypere hav, og da særlig når man kommer dypere enn 1000 m, noe som også vil øke lydens hastighet (Wilcock et al., 2014). Hvilken frekvens lyden har er likevel den avgjørende faktoren for hvor mye som absorberes. Frekvens måles i hertz (Hz) og det beskriver

tonehøyden – antall bølger per sekund – det vil si at en lavfrekvent lyd vil ha færre bølger per sekund enn høyfrekvente lyder (Dietz & Mosbech, 1989; Simmonds & MacLennan, 2005). Høyfrekvent energi absorberes langt raskere enn lavfrekvent energi, noe som gjør at lavfrekvente lyder kan bre seg over langt større avstander enn høyfrekvente lyder (Nieukirk et al., 2004).

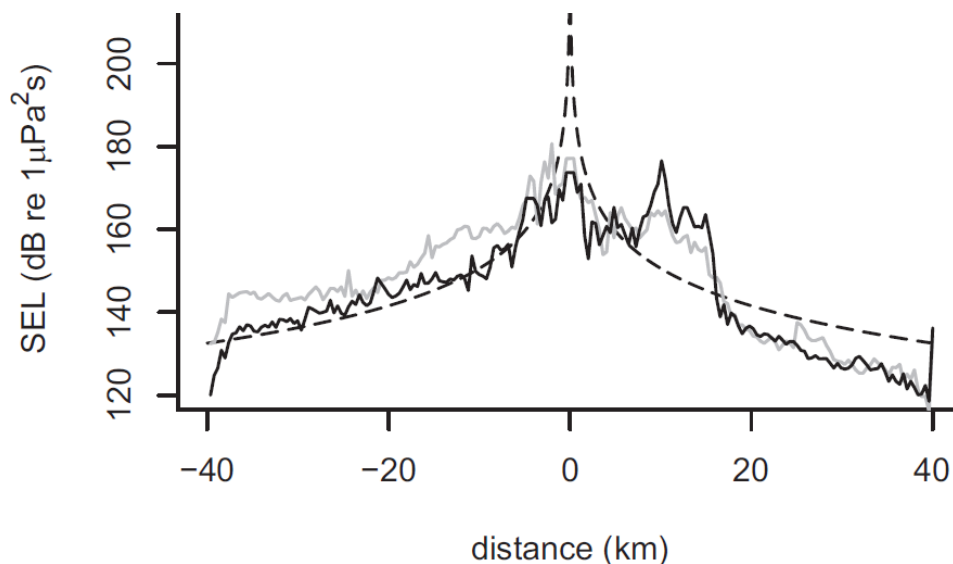
Lydbølger i akvatiske omgivelser kan oppfattes av dyr både via lydtrykk og partikkelbevegelse (Popper et al., 2014; Nedelec et al., 2016). Lydtrykk måles i måleenheten pascal (Pa), men kan også uttrykkes i den logaritmiske skalaen desibel (dB 1 μ Pa). For å registrere lydtrykk bruker man en hydrofon (Simmonds & MacLennan, 2005). Mens lydtrykk er en skalar er partikkelbevegelser vektorer som kan uttrykkes som forskyvning, hastighet og akselerasjon. Denne *partikkelbevegelsen* måles med et akselrometer og vil ha retningsegenskaper, i motsetning til lydtrykk. Nær lydilden er partikkelbevegelserne relativt store da de øker betydelig mer enn lydtrykk i det akustiske nærfeltet (Nedelec et al., 2016). De tre vektorene er frekvensavhengige og uttrykkes enten som: forskyvning (1 pm), hastighet (1 nm/s) eller akselerasjon (1 μ m/s²) (ISO, 2017).

1.1.1 Seismikk

Seismiske undersøkelser kartlegger havbunnen og brukes blant annet i forbindelse med forskning og i flere faser av petroleumsvirksomheten – både for å lokalisere eventuelle olje- og gassforekomster og for å følge med på utviklingen av feltene. Grunnen til at man bruker seismikk er for at slike lavfrekvente lyder har evne til å penetrere ned i lagene under havbunnen og skaper refleksjoner fra de ulike lagene. Selv om deler av lyden penetrerer havbunnen er det også noe av lydimpulsene som sprer seg horisontalt i vannsøylen (Handegard et al., 2013). Seismikk kan bre seg over store områder, lydmålinger viser blant annet at lyden kan oppfattes på 3000 km (Nieukirk et al., 2004). Fartøyene som utfører seismiske undersøkelser er ofte store, spesialbygde skip med luftkanoner og lange kabler, såkalte streamers, med hydrofoner slepende bak seg. Datainnsamlingen gjøres ved at luftkanonene sender kraftige lydimpulser mot bunnen der lydbølgene reflekteres fra de ulike geologiske lagene i havbunnen og deretter registreres av hydrofonene. I 2D-undersøkelser samler man inn seismisk data med én hydrofonkabel, mens det i en 3D-undersøkelse brukes flere parallelle hydrofonkabler. Sistnevnte gir bedre informasjon om havbunnen og eventuelle olje- og gassreservoarer, i tillegg til at det er en langt mer effektiv måte å kartlegge større områder på. Dersom man gjør gjentatte 3D-undersøkelser

for å se forandringer over tid på felt i produksjon kalles det 4D-undersøkelser (Dalen et al., 2008; NorskPetroleum, 2019). Luftkanonen som brukes i undersøkelser sender ut lavfrekvent lyd der mesteparten av energien i lydimpulsen ligger i frekvensområdet 50-150 Hz. Lydimpulsene sendes ut med jevne mellomrom, eksempelvis hvert 10. sekund som utgjør om lag 25 m. Lengde på kablene og avstanden mellom dem varierer etter hvilket formål det skal brukes til. Mottakerkablene kan ha en lengde på 3-10 km, og i 3D-undersøkelser benyttes det vanligvis 8 kabler med en innbyrdes avstand på 100 m, men det kan også benyttes bortimot 16 kabler med en innbyrdes avstand på 50 m (Dalen et al., 2008).

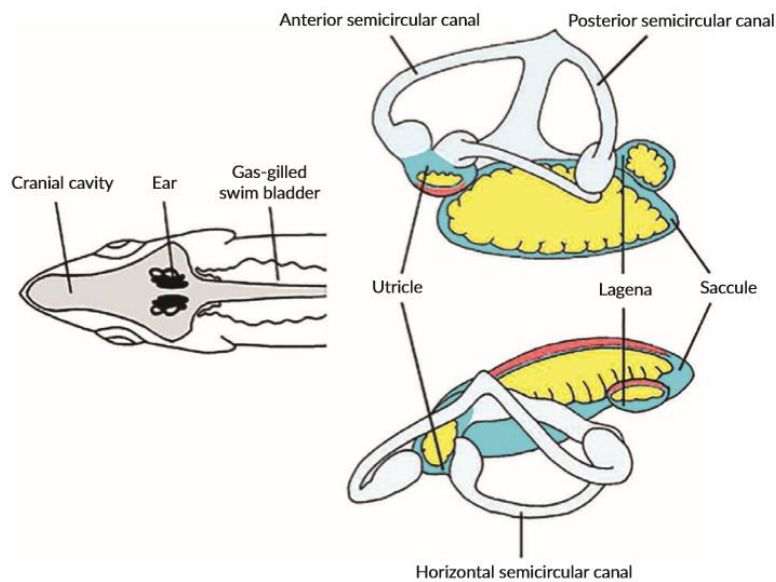
Figur 1 viser hvordan lydstyrken fra seismiske luftkanoner målt i dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ endrer seg med en avstand fra 0-40 km. Lydnivå er angitt i SEL (sound exposure level/lydeksponeringsnivå) med en referanseverdi på dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, dette betyr at energien for hele lydimpulsen blir registrert, i motsetning til lydtrykk (dB re $1 \mu\text{Pa}$) der minimum og maksimumsverdien for energien blir målt. Innenfor norske territorielle grenser er det Havforskningsinstituttet (HI) og Fiskeridirektoratet som er det rådgivende organet til Oljedirektoratet når det gjelder seismiske undersøkelser i marine områder. HI har som hensikt å gi råd som beskytter økosystem. De fraråder blant annet seismikkskyting i, og tett opptil, gyteområder for flere viktige fiskebestander (Sivle et al., 2020).



Figur 1. Lydeksponeringsnivå (SEL=Sound exposure level) til en seismisk lydkilde målt i dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ modellert som en funksjon av avstand (km). Den striplete, grå og sorte linjen viser tre modellerte kurver basert på ulike metode (enkel modell, pelagisk estimat og bunnrelatert estimat)r. Kilde: Handegard et al. (2013)

1.2 Hørselssans hos fisk

For fisk vil lyd kunne tilføye informasjon om omgivelsene som kan være avgjørende for overlevelsen da de kan bruke hørselssansen til å oppfatte predatorer, lokalisere byttedyr og orientere seg (Radford et al., 2014). Fisk bruker også lyd for å kommunisere, og lydproduksjon forekommer hyppig i aktiviteter tilknyttet reproduksjon (Myrberg, 1981; Ladich, 2014; de Jong et al., 2018), det kan blant annet påvirke hunnfisk sitt valg av partner, da lyden kan gi et bilde på egenskapene til avsenderen (Hutchings et al., 1999). Det kan også bli brukt i aggressive interaksjoner mellom individer, og da særlig mellom hannfisk (Brawn, 1961c; Rowe & Hutchings, 2006; Vasconcelos et al., 2011; Amorim et al., 2016; de Jong et al., 2018).



Figur 2. Illustrasjon av hørselsorganet til torsk (*Gadus morhua*): t.v. viser hvor ørene og svømmeblæren er plassert i torsk sett ovenfra, t.h. det indre øret som viser de semisirkulære buegangene og de tre otolittorganene utrikulus, lagena og sakkulus. Kilde: Popper and Hawkins (2019).

Undersøkelser viser også at det kan være en link mellom lydproduksjon og gytesuksess hos atlantehavstorsk (Rowe & Hutchings, 2008). Det er stor variasjon mellom arter når det gjelder hørselsorgan og hørselssans (Popper & Fay, 1997). Trolig er all fisk i stand til å oppfatte partikkelbevegelse, i tillegg til at mange arter også kan oppfatte lydtrykk via svømmeblæren eller andre strukturer i fisken som bidrar til økt sensitivitet for lyd (Popper et al., 2014; Popper & Hawkins, 2018). Lyd vil kunne tilføre informasjon fra et langt større område enn det syns- og luktesans kan, og partikkelbevegelse gjør det mulig å fange opp fra hvilken retning, og i noen tilfeller fra hvilke avstander, ulike lyder kommer fra (Popper & Hawkins, 2018).

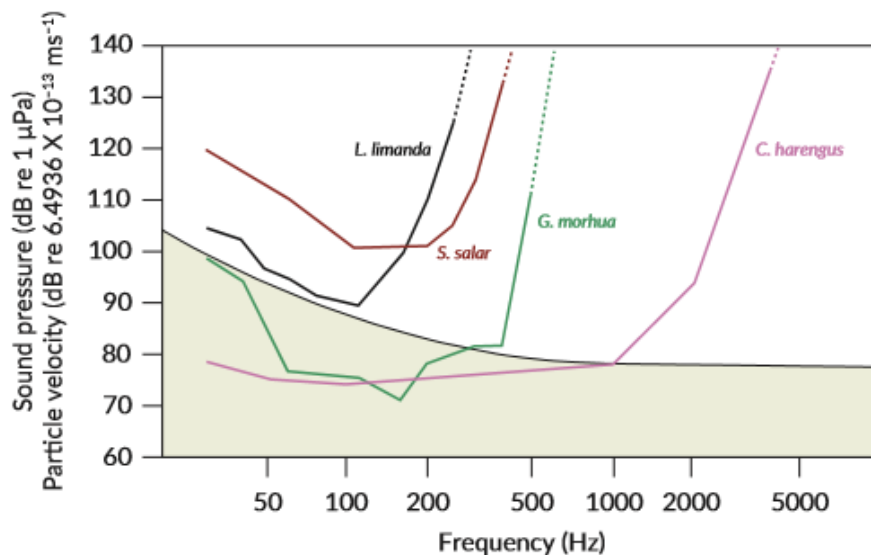
Fisk har to indre ører hvor hvert av øreorganene omfatter tre semisirkulære kanaler med sensoriske områder og tre otolittorganer (fig. 2); sakkulus, utrikulus og lagena, hver med en tilhørende otolittstein som er delvis omgitt av, og festet til, en tynn otolittmembran (Popper & Fay, 1999). Hos majoriteten av teleostei-fisker er det otolittorganet sakkulus som forbindes med hørselen (Platt & Popper, 1981), mens det hos sildefisk (*Clupeiformes*) er utrikulus (Blaxter et al., 1981). Otolittmembranen ligger mot en flate av sensoriske hårceller og på disse cellene er det festet en bunt stive sansehår. Bevegelser av otolitt gjør at disse bikkes til siden og på den måten aktiverer de sensoriske hårcellene og lydstimuli kan dermed oppfattes (Popper & Fay, 1999).

Det indre øret kan oppfatte lyd enten via direkte eller indirekte stimulering. Direkte stimulering er når otolittsteinen stimuleres via partikkelbevegelse, mens indirekte er når vibrasjoner fra svømmeblæren – som skyldes lydtrykk – sørger for at otolittorganene stimuleres. Hvorvidt det er direkte eller indirekte stimulering som gjør at fisk oppfatter lyd avhenger ikke kun av om fisken har svømmeblære eller ikke. Dersom det ikke er noen form for kobling mellom de to organene, eller avstandene mellom dem er for stor, vil ikke indirekte stimulering kunne oppstå (Popper & Fay, 1999; Popper & Lu, 2000). Fisk i gruppen ostariophysi oppfatter lydtrykk indirekte ved hjelp av bein – de *weberske knokler*. En annen form for indirekte stimulering av otolittorganene finner man hos *clupeiformes* som har en direkte kobling mellom svømmeblæren og en gassfylt blære som ligger tett ved utrikulus (Blaxter et al., 1981; Popper & Lu, 2000). Laterallinjen er i likhet med det indre øret sensitiv for partikkelbevegelse og kan dermed registrere lyd, men dette blir vanligvis ikke karakterisert som hørsel (Bleckmann & Zelick, 2009; Higgs & Radford, 2013).

Studier av hørsel hos fisk kan være krevende da dette ofte foregår i lukkede (eller delvis lukkede) tanker, lydfeltet avviker ofte betydelig fra deres naturlige habitat, og i tillegg har det vært en et langt større fokus på sensitiviteten for lydtrykk og ikke for partikkelbevegelse (Popper & Hawkins, 2019). Derfor anbefales det at slike eksperimenter gjøres i spesiellagde tanker eller i naturlige akvatiske miljøer, der man kan gjøre kontrollerte målinger på både partikkelbevegelse og lydtrykk (Rogers et al., 2016).

1.2.1 Hørselssans hos torsk

For at en organisme skal bli påvirket av lyd er det en forutsetning at den oppfatter lyden. Dersom man ønsker å undersøke hvorvidt en lydkilde kan ha effekt på fisk må man derfor vite innenfor hvilke frekvenser den er i stand til å oppfatte lyd samt vite terskelverdien innenfor de ulike frekvensområdene. Dette kan fremstilles i et audiogram ². Torsk er sensitiv for lyd innenfor frekvensområdet 50-500 Hz der terskelverdien for lydtrykk er fra omtrent 70 dB re 1 μ Pa (fig. 3) (Chapman & Hawkins, 1973). I og med at torsk har svømmeblære kan den i tillegg til å oppfatte partikkelbevegelse også oppfatte lydtrykk (Chapman & Hawkins, 1973; Sand & Enger, 1973). Innenfor enkelte frekvensområder kan torskens terskelverdi være lavere enn den naturlige bakgrunnsstøyen (fig. 3).



Figur 3. Audiogram som viser terskelverdien for hørsel (lydtrykk og partikkelhastighet) for sandflyndre (*L.limanda*), atlantisk laks (*S.salar*), torsk (*G.morhua*) og atlantisk sild (*C.harengus*) i åpent hav, fritt felt, der fisk blir stimulert med rene toner i ulike frekvensområder. Referansenivået for partikkelhastighet er basert på det nivået som er i et åpent lydfelt for det gitte lydtrykket. Jo lavere terskelverdi (y-aksen), jo mer sensitiv er fisk for lyd. Det fargede området i diagrammet illustrerer naturlig bakgrunnsstøy. Kilde: Anthony D. Hawkins (Popper & Hawkins, 2019).

1.2.2 Lydproduksjon hos torsk

Torsk produserer lyd, ofte i form av korte «grynt». Dette er lavfrekvente lyder der maks-amplituden er i frekvensområdet 50-500 Hz (Brawn, 1961c; Nordeide & Kjellsby, 1999; Rowe & Hutchings, 2006). Svømmeblæren produserer lyd ved at tre par trommemuskler som er

² Et audiogram kan fremstilles ved at terskelverdien for hørsel (dB med en gitt referanseverdi) er plottet som en funksjon av frekvens (Hz)

plassert på ytterveggene av svømmeblæren spenner seg (Brawn, 1961c). Det er flere faktorer som virker til å påvirke lydproduksjon hos torsk, både iboende egenskaper hos torsken og ytre miljøfaktorer (Brawn, 1961c; Rowe & Hutchings, 2006). Undersøkelser har vist at lydproduksjonen er hyppigst i gyteperioden og da særlig blant hannfisk. Det er ofte i forbindelse med aggressive interaksjoner mellom hannfisk eller atferd tilknyttet gyting at lyd oppstår, slik atferd kan være en lyd til hunnfisk like før befruktning som signaliserer at hannfisken er klar (Brawn, 1961c; Rowe & Hutchings, 2006). I en studie av Rowe og Hutchings (2006) forekom mesteparten av lydproduksjon mens torsk var på høyden av gyteperioden. Den vanligste atferdsendringen som fant sted i sammenheng med grynt var at hannfisk gjorde tilnærmelser mot hunnfisk, deriblant noen få forsøk på «buk-til-buk». Det ble også observert grynt i forbindelse med aggressiv atferd, hovedsakelig jakt på andre fisker (Rowe & Hutchings, 2006).

I og med at torsk ikke utøver omsorg for egg er det særlig viktig at melke er av høy kvalitet, slik at flest mulig egg befruktes. Her kan akustisk kommunikasjon spille en rolle da lyd kan gi informasjon om hannfiskens kvaliteter og hunnfisk dermed kan avgjøre hvorvidt det er en tilfredsstillende make eller ikke. Lyd fra hannfisk kan muligens også gjøre hunnfisk i stand til å skille mellom individer fra ulike populasjoner (Rowe & Hutchings, 2006).

Det er trommemusklene rundt svømmeblæren som produserer lyd ved å rytmisk trykke sammen svømmeblæren. Trommemusklene er vanligvis større hos hanntorsk enn hos hunntorsk. Det kan være en betydelig økning i massen av trommemuskelen hos hannfisk like før gyting og en reduksjon etter gyting (Rowe & Hutchings, 2004). Det er en energikostnad tilknyttet lydproduksjon og det er derfor betimelig å tro at lyd har en hensikt, og da særlig i forbindelse med reproduksjon (Nordeide & Kjellsby, 1999; Rowe & Hutchings, 2004). En studie av Rowe og Hutchings (2008) viste at det kan være en sammenheng mellom størrelse på trommemuskel og gytesuksess. De hevder at dersom trommemusklens funksjon utelukkende er å produsere lyd og at lyden påvirkes av massen til muskelen, kan deres resultater tyde på at akustisk kommunikasjon er vesentlig viktig for reproduksjon for torsk. Hvorvidt sammenhengen mellom trommemuskel og gytesuksess skyldes hunnfisk sitt valg av make eller om det er hannfisk som er dominant og dermed høyt i hierarkiet som ender med å oppnå «buk-til-buk» er uvisst (Rowe & Hutchings, 2008).

1.2.3 Maskering

Hvorvidt et lydsignal oppfattes av et individ kan avhenge av tilstedeværelsen av en annen, såkalt *maskerende*, lyd (Fay, 1992). Maskering kan defineres som den støyen som forstyrrer og dermed reduserer muligheten et individ har til å oppfatte lyd av interesse (Ladich, 2013; Putland et al., 2019). Slike lyder for fisk kan blant annet være tilknyttet kommunikasjon, reproduksjon og/eller lokasjon av byttedyr og predatorer. Støy, både biologiske og antropogene lyder, kan føre til at terskelnivået for hørselen hos fisk endres og hørselssensitiviteten reduseres og at det derfor kan bli vanskeligere å skille støy fra andre nyttige lydsignaler (Hawkins & Chapman, 1975; Radford et al., 2014). Forutsetningen for at støy skal kunne maskere denne *lyden av interesse* er at mottakeren har vanskeligheter med å skille støy fra annen lyd, enten ved at den direkte overlapper eller at den er i omtrent samme frekvensområde og amplitude (de Jong et al., 2020). Det avhenger også av hvor sensitiv fiskens hørsel er, eksempelvis vil torsk kunne påvirkes mer av maskerende støy enn fisk som er mindre sensitiv for lyd, som for eksempel laks (*Salmo salar*). Dersom biologiske lydsignaler maskeres av støy vil det ifølge Popper og Hawkins (2019) ikke være det laveste lydnivået fisk kan oppfatte i stille miljøer som er begrensende for hørselen, men bakgrunnsstøy i omgivelsene. Studier har vist at økt lydnivå i havet også førte til økt terskelverdi av hørsel hos torsk (Chapman & Hawkins, 1973; Hawkins & Chapman, 1975).

1.3 Atferd

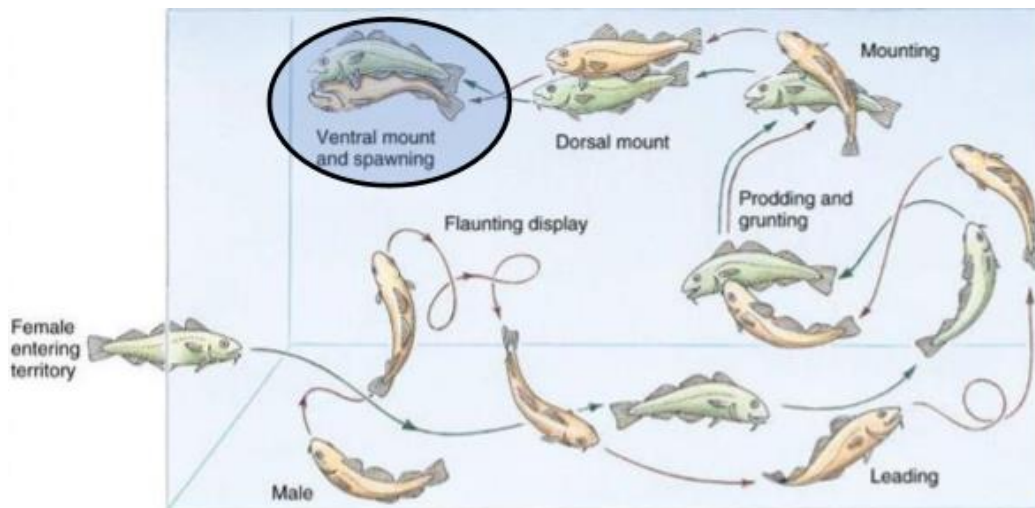
1.3.1 Vertikalt svømmemønster hos torsk

Studier av torsk har vist at det er store forskjeller i atferdsmønster og dette kan variere ut ifra ulike økologiske miljøer. Det kan også knyttes til komplekse læringsstrategier og langtidsminne (Meager et al. 2018). Torsk er i hovedsak en fisk som er tilknyttet bunnen, men oppholder seg periodevis også i de frie vannmassene. Dette kan variere med sesong, tidevannsyklus og ulike livsstadier (Meager et al., 2018). Voksen torsk har få predatorer og derfor vil bevegelser opp og ned i vannsøylen sannsynligvis ikke skyldes predatorfare, i motsetning til mindre fisk som kan søke ned mot mørkere vannmasser når det er lyst. Vertikal forflytning kan derimot skyldes søken etter byttedyr. Den vertikale forflytningen kan variere innenfor en 24-timers periode, og dersom det opptrer som et syklisk mønster som bestemmes ut ifra døgn-variasjoner defineres det som *diel vertikal migrasjon* (DVM) (Neilson & Perry, 1990). Torsk kan vise det som her defineres som DVM, men dette henger trolig mer sammen med temperaturforholdene og tilgang

på byttedyr (Godø & Michalsen, 2000; Strand & Huse, 2007). DVM har derimot blitt påvist av juvenil torsk ved kysten av Skagerak der de svømte fra dypere områder om dagen til grunnere områder om natten (Espeland et al., 2010). Dybdepreferansene påvirkes av faktorer som temperatur, lys og vannstrømmer (Meager et al., 2012). Det er observert tydelige variasjoner mellom individer og kjønn, der forskjellene mellom kjønn under gyteprosessen trolig forklares ved ulikhet i gyteatferd mellom hunn- og hannfisk (Nordeide & Båmstedt, 1998; Nordeide & Folstad, 2000; Michalsen et al., 2008), men det er også en viss variasjon på populasjonsnivå (Meager et al., 2018).

Ulik dybdepreferanse mellom populasjoner kan skyldes både batymetrien i gyteområdene så vel som genetiske forskjeller. Hvorvidt disse variasjonene skyldes sosial læring, miljømessig kontroll av phenotyper eller genetikk, er uvisst. Det er trolig en kombinasjon av disse faktorene (Hutchings & Myers, 1993). En fellesnevner for flere av gyteområdene til de største torskepopulasjonene er at det er områder som gir gode levekår for egg og larver. Dette gir grunn til å tro at disse områdene ikke er valgt vilkårlig, men ut ifra bestemte egenskaper og kriterier (Hutchings & Myers, 1993; Meager et al., 2012). Studier tyder på at flere torskepopulasjoner har sterk tilknytting til gyteområder og vender derfor tilbake til samme område for å gyte (Meager et al., 2009; Skjæraasen et al., 2011).

Det er gjort flere studier på gytemoden torsk, deriblant Brawn (1961a, b, c), som regnes for å være en av pionerne innenfor forskning på torsks reproduksjon og atferd. Samtlige av disse studiene ble utført på torsk i fangenskap, og det ble blant annet observert at torsk i gyteperioden hadde et visst svømmemønster, eller noe som lignet en «parringsdans», i forkant av «buk-til-buk». Dette innebar bevegelser opp og ned i merden, hvor selve gyteprosessen av egg foregikk ved overflaten (fig. 4). Dominant hannfisk befant seg gjerne i bunnen av merden der de markerte *sitt* område ved å fremvise aggressiv atferd mot annen hannfisk, når hunnfisk var klar til å gyte oppsøkte de disse områdene og «parringsdansen» fant sted. Samme studie foreslår videre at det kan tyde på at stimer med gytemoden torsk kan utvise en lagdeling der gytemoden hunn- og hannfisk beveger seg oppover mot overflaten, mens umoden hunnfisk, hunnfisk som har gytt eller hannfisk som feilaktig får tilnærmelser fra en annen hannfisk beveger seg nedover i merden. Disse funnene understøttes også av senere studier (Meager et al., 2009).



Figur 4. Illustrasjon av torskens «parringsdans». Kilde: Brawn (1961b).

Undersøkelser tyder på at det er en viss sammenheng mellom temperatur og dybdepreferanser hos torsk under gyteperioden (Kjesbu, 1989; Meager et al., 2012). I en studie av Meager et al. (2012) var det temperatur som forklarte mest av variasjonen i den vertikale fordelingen til torsk, mens vindhastigheten forklarte nest mest. Resultater viste blant annet at en nedgang i temperaturen i overflatevannet ble etterfulgt av en reduksjon i maksdybden da torsk søkte mot grunnere vann. Reproduksjonssuksess kan også påvirke dybdepreferansene da temperatur har mye å si for oocytutviklingen (Kjesbu et al., 2010), samt utviklingen og overlevelsen til larver (Otterlei et al., 1999; Bradbury et al., 2001). Derfor vil hunnfisk trolig søke mot de dybdene med de best mulige forholdene for slik å øke reproduksjonssuksessen (Kjesbu, 1989; Otterlei et al., 1999; Kjesbu et al., 2010). Resultatene fra Meager et al. (2012) kunne tyde på at vindhastighet også hadde en viss påvirkning på dybdepreferansene, der noen individer beveget nedover i vannsøylen når det var mer turbulente forhold i overflaten (i.e. høyere vindhastighet). Det var likevel flere individer som viste en ikke-lineær dybderespons til vindhastighet. De påpeker at sterk vind kunne føre til en omrøring av de øvre vannlagene der kaldere vann ble distribuert nedover i vannsøylen, og at det var derfor flere fisk søkte ned mot bunnen.

Strand og Huse (2007) hevder at hovedårsaken til at adult torsk foretar en vertikal forflytning fra nær bunnen til pelagisk sone er for å beite på næringsrike byttedyr, men at regulering av oppdrift har vist seg å være en viktig begrensning i den vertikale migrasjonen. I et annet studie av Björnsson og Reynisson (2013) konkluderer de med at torsk, som en effektiv strategi for å jakte på byttedyr i pelagisk sone (e.g. *Mallotus villosus*), svømmer opp og ned i vannmassen.

1.3.2 Stress

Definisjonen på stress kan variere etter ulike fagdisipliner og etter hvilke organismer som undersøkes. I denne oppgaven vil stress være definert som den disharmonien, eller det som truer homeostasen – den fysiologiske indre likevekten hos fisk (Chrousos & Gold, 1992; Wendelaar Bonga, 1997). Generelt blir de fysiologiske reaksjonene hos fisk som utsettes for skremmende situasjoner karakterisert som *stress* (Schreck & Tort, 2016). Ifølge Barton (2002) er ikke nødvendigvis stress skadelig for fisken, selv om dette virker å være en utbredt oppfatning. Dersom en fisk utsettes for faktorer som truer homeostasen kan det fremkalle atferdsrespons og fysiologiske responser som gjør dyret i stand til å tilpasse seg slik at det kan gjenopprette den fysiologiske likevekten (Wendelaar Bonga, 1997). Er det derimot slik at en fisk utsettes for intenst stress over lengre tid kan det føre til at responsen ikke lenger vil ha en tilpassende effekt og dermed føre til en disharmoni i homeostasen. Dette kan igjen føre til en redusert kondisjon og svekke reproduksjonsevnen (Wendelaar Bonga, 1997). Stressrespons graderes hovedsakelig inn i primær, sekundær og tertiær respons. En primær stressrespons innebærer endokrine endringer som i nivået av kortikosteroider³ og katekolaminer⁴, mens en sekundær respons omfatter forandringer knyttet til metabolismen, vann- og mineralbalansen, i tillegg til endringer i kardiovaskulære, respiratoriske og immunforsvarfunksjoner. Dersom responsen utvikler seg til å omfatte endringer i svømmemønster/-kapasitet, aggressiv atferd, vekst, redusert resistens for sykdom og overlevelsessevnen klassifiseres det som en tertiær stressrespons (Wendelaar Bonga, 1997; Barton, 2002).

1.3.3 Habituering

Thompson og Spencer (1966) har skrevet det som regnes som en av nøkkelartikkelene innenfor forskning på habituering. De beskriver flere atferdskarakteristikker av fenomenet habituering – noe de hevder er felles for alle organismer som er studert. Nedenfor vil noen av disse

³ «Kortikosteroider er en fellesbetegnelse for de steroidene som produseres i binyrebarken, som kortisol og aldosteron. Betegnelsen benyttes også om de syntetisk fremstilte steroidene som er kjemisk nært beslektet med de egentlige kortikosteroidene, som for eksempel prednison og prednisolon.» Kilde:

<https://sml.snl.no/kortikosteroider>

⁴ «Katekolaminer er en fellesbetegnelse for hormoner og neurotransmittere som dannes ved kjemiske modifikasjoner av aminosyren tyrosin til dopamin, noradrenalin og adrenalin.» Kilde:

<https://sml.snl.no/katekolaminer>

beskrivelsene som vi mener er mest relevant for denne oppgaven bli kort oppsummert for slik å kunne gi en forståelse av hva vi legger i begrepet habituering: (1) dersom en type stimuli forårsaker en respons vil gjentatte eksponeringer av samme stimuli resultere i at responsen (gradvis) reduseres; (2) dersom gitt stimuli opprettholdes vil trolig responsen gi seg over tid; (3) desto svakere stimuli, desto raskere reduseres atferdsresponsen; (4) habituering av respons til en gitt stimuli utviser en generalisering av stimulus til andre stimuli – dette har i mange studier blitt kalt dehabituering, men en nyere revisjon av denne beskrivelsen understreker at dette skal bli betegnet som en generalisering (Rankin et al., 2009).

Bejder et al. (2009) omhandler bruk og misbruk av begrepene habituering, sensitivering og toleranse innenfor studier hvor man undersøker hvordan antropogene stimuli påvirker dyrs atferd. De legger følgende definisjoner til grunn i sin artikkel: (1) *habituering* er en vedvarende, men avtakende respons på gjentatte eksponering (stimuli) som ikke er etterfulgt av noen form for forsterkning (Thorpe, 1963, s. 61, i: Bejder et al. 2009); (2) *sensitivering* er økende atferdsreaksjon – økt følsomhet og redusert terskel – over tid som følge av at gjentatte eksponeringer har en signifikant konsekvens for dyret (Richardson et al. 1995, s. 543, i: Bejder et al. 2009); (3) *toleranse* er den intensiteten av «forstyrrelsen» som et individ tolererer uten å respondere på en spesifikk måte (Nisbet, 2000, s. 315, i: Bejder et al., 2009). Bejder et al. (2009) hevder at forskning ofte forveksler habituering og sensitivering for forskjeller i toleransenivået hos dyr som blir utsatt for antropogene støykilder, og at dette kan føre til feilaktig forskningsresultater.

1.4 Tidligere forskning

Det har blitt anslått at det har vært en økning av støy i marine områder, og da særlig lavfrekvente lyder, på om lag 3.3 dB per tiår i perioden 1950-2007 (Frisk, 2012), og det er ingenting som tyder på at denne veksten har bremsert opp de påfølgende årene. Cox et al. (2018) har foretatt en metaanalyse av 42 ulike studier som tar for seg effekter av akvatisk støy på fiskens atferd og fysiologi. For studiene som adresserte atferdsendringer hadde de antropogene lydkildene en signifikant negativ effekt. Det samme gjaldt studiene som tok for seg fysiologiske effekter, selv om disse effektene var noe mindre. Ifølge deres analyser var det endringer i dybdereferanser, svømmeretning og svømmehastighet hos fisk seg når de ble utsatt for antropogene lydkilder, mens det ble observert flere alarmresponsen samt at reaksjonstiden for å oppdage predatorer og lokalisere byttedyr ble redusert. Det ble påpekt at disse endringene avhenger svært mye av lydkilden (Cox et al., 2018). Flere studier viser at seismikk og andre lavfrekvente lydkilder i

akvatiske miljøer kan påvirke fiskens atferd (Pearson et al., 1992; Løkkeborg & Soldal, 1993; Wardle et al., 2001; Fewtrell & McCauley, 2012; Streever et al., 2016; Paxton et al., 2017; de Jong et al., 2018). Hvilke effekter det kan ha avhenger av art og lydkilde; noen arter forflytter seg bort fra områder med støy eller får en såkalt «alarmrespons». I tillegg har eksperiment utført på fisk i fangenskap påvist at lavfrekvente lydskilder kan ha effekter på kommunikasjon forbundet med gyting (de Jong et al., 2018). Det er også påvist fysiologiske effekter som stress (Sierra-Flores et al., 2015) og skader på hørselsorgan (McCauley et al., 2003).

Fiskere har i lang tid hevdet at seismisk aktivitet innenfor eller i nærheten av fiskefelt fører til redusert fangst for fiskeriene. Dette underbygges av flere studier som viser at fisk unnviker eller forflytter seg fra områder hvor det pågår seismiske undersøkelser (Dalen & Raknes, 1985; Skalski et al., 1992; Løkkeborg & Soldal, 1993; Engås et al., 1996; Slotte et al., 2004; Paxton et al., 2017). Mens dette har ført til redusert fangst i noen fiskerier, blant annet i linefiske har det ført til økt fangst i andre, som for eksempel økt bifangst av torsk i seifisket (Løkkeborg & Soldal, 1993). Løkkeborg (2008) hevder fluktreaksjon er den vanligste responsen på denne typen lavfrekvent lyd, og at det derfor kan føre til redusert fangst for fartøy som fisker i områder hvor det pågår seismiske undersøkelser. I en studie av Engås et al. (1996) viste resultatene at det var en betydelig forflytning når torsk og hyse ble utsatt for seismikk. De hevdet det var usannsynlig at en naturlig horisontal forflytning skulle sammenfalle med seismikkskytingen, og at en slik flukt kunne tyde på at fisken ble skremt og derfor svømte bort fra lydilden. Vertikal forflytning kan også være en konsekvens av seismikk, og det er i hovedsak bevegelser ned mot dypere områder som er observert hos ulike arter (Slotte et al., 2004). Etter seismikkskytingen var avsluttet svømte fisk tilbake, oppover i vannsøylen, noe som kunne indikere at vertikal forflytning var en korttidseffekt (Slotte et al., 2004).

En ofte omtalt atferdsreaksjon hos fisk som blir utsatt for kraftig lyd er en *alarmrespons*, som er en type reaksjon der fisk raskt bøyer hodet og halen og får en form som en c (Løkkeborg & Soldal, 1993). Denne posisjonen er ofte kortvarig og kan indikere starten på en flukt (Eaton et al., 1977; Eaton & Foreman, 2001). Alarmresponsen er observert hos flere arter som har blitt eksponert for seismikk – både forsøk som er gjort i merder og observasjoner av frittsvømmende fisk – deriblant torsk (*Gadus morhua*), sei (*Pollachius virens*), lyr (*Pollachius pollachius*), hvitting (*Merlangius merlangus*) og uer (*Sebastes norvegicus*) (Wardle et al., 2001; Løkkeborg, 2008). Denne responsen utløses hovedsakelig av akustisk stimuli, men studier som er gjort av

gullfisk (*Carassius auratus*) kan tyde på at det også kan utløses av visuell stimuli (Eaton et al., 1977).

Forsøk på torskelarver i forsøkstanker har vist at antropogene lydtkilder kan påvirke atferd, vekst og utvikling (Nedelec et al., 2015). Det var en signifikant økning i alarmresponser på nyklekkede larver, samt at plommesekken til eksponerte larver ble raskere redusert enn kontrollgruppens. Der alarmresponser kan karakteriseres som en kortvarig effekt, vil redusert plommesekk muligens kunne påvirke videre utvikling og levedyktighet på larvestadiet (Nedelec et al., 2015). Andre forsøk på fiskelarver viser derimot at antropogene støytkilder ikke hadde noen signifikante langtidseffekter på utvikling eller dødelighet (Davidson et al., 2009; Bruintjes & Radford, 2014).

I en studie av Davidsen et al. (2019) eksponerte de torsk i store sjømerder (50 m diameter; 25 m dyb) for seismikk over en tidsperiode på tre dager. Målingene deres viste at noen av torskene fikk redusert hjerterytme under eksponeringen. Reduksjonen i hjerterytmen var større den første dagen sammenlignet med de to påfølgende dagene, noe som kan tyde på en viss grad av habituering. De trekker frem at samme type respons kan forventes dersom torsk blir utsatt for predatorfare, blinkende lys eller raske bevegelser i nære omgivelser. De legger til at endringer i hjerterytme ikke nødvendigvis er den beste indikatoren på endringer i metabolismen, men at det likevel kan regnes som en indikator på stress. Målingene viste også at det var en positiv korrelasjon mellom økt hjerterytme og dybde. Studien konkluderte med at seismikk kan ha forårsaket en stressreaksjon, men at dette var en korttidseffekt og at fiskene så ut til å tilvenne seg lyden etter gjentatt eksponering.

Det har blitt påvist at antropogene støytkilder⁵ kan være en stressfaktor for torsk i fangenskap ved en økning i kortisolkonsentrasjoner og at de får en «frys»-reaksjon umiddelbart etter eksponeringen for disse støytkildene (Sierra-Flores et al., 2015). Dette ble karakterisert som en korttidseffekt da kortisolnivået gikk tilbake til normaltstand kort tid etter eksponeringen var avsluttet. Samme studie viste at langvarig eksponering for disse støytkildene

⁵ Ulike lydtkilder var blant annet bank i tanken av ulik styrke (111-128.9 dB re 1 μ Pa) innenfor et frekvensområde på 25-1000 Hz

kan føre til negativ effekt på gyteprosessen ved en lavere fekunditet og en høyere dødelighet blant egg.

Nilsson et al. (2012) studerte hvorvidt torsk i merder kunne tilvenne seg forstyrrelser forårsaket av et nett som ble rotert rundt i merden eller ikke. Den ene gruppen av fisk ble belønnet med fôr umiddelbart etter nettet hadde rotert, mens den andre gruppen ikke ble belønnet. Da fisk ble eksponert for den første eksponeringen av nettet i merden ble responsen karakterisert som en akutt stressreaksjon, ved økt svømmehastighet og oksygenkonsum. Etter gjentatte eksponeringer ble denne typen respons hos gruppen av fisk som ikke ble belønnet med fôr svakere, og mot slutten av eksperimentet var den tilnærmet borte. Gruppen av fisk som ble belønnet hadde gjennom hele eksperimentet høyere svømmehastighet og oksygenkonsum enn den andre gruppen, men dette kan trolig forklares med at responsen først var en *frykt*, men at den etter hvert gikk over til å bli en slags *forventning* om at de snart skulle bli matet. Selv om dette forsøket ikke omhandler lydforurensning er det relevant ved at det demonstrerer hvordan torsk i merder kan tilvenne seg antropogene forstyrrelser.

2 Metode og materiale

Datamaterialet i denne oppgaven er en del av Havforskningsinstituttet (HI) sitt treårige prosjekt *SpawnSeis*. Prosjekts formål er å se hvorvidt seismikk kan påvirke gyteatferd og reproduksjonssuksess hos torsk. Dette ble undersøkt ved at torsk ble eksponert for seismikk i gyteperioden der vertikalfordeling og gyteatferd som «buk-mot-buk» ble registrert av ekkolodd og kamera. Det ble også gjort lydmålinger som registrerte lydtrykk og partikkelbevegelse fra luftkanonen og «grynt» fra torsken. For å måle reproduksjonssuksessen ble det samlet inn egg fra alle merder. Eggenes utvikling ble studert, for å kunne si noe om befruktnings- og klekkesuksessen samt overlevelsen hos nyklekkede larver. Prosjektet var inne i sitt andre år og datagrunnlaget for denne oppgaven ble samlet inn i tidsperioden 1.-8. april 2019. Det er i hovedsak ekkolodd-data som er brukt for å studere atferd, mens en liten del av videomaterialet ble brukt for å studere eventuelle alarmresponser og vertikalfordelingen like før og like etter det første skuddet. Figur 5 viser en tidslinje for prosjektet dette året, med start fra når fisk ble satt i merdene og til slutt når fisk ble tatt ut av merdene. Daglige rutiner bestod av å bytte SD-kort i kameraene – vi måtte ta opp kameraene fra samtlige av merdene og deretter bytte SD-kort for så å kopiere videofilene over på en harddisk, samle inn levende egg om morgnen, registrere og følge utviklingen utover i prosjektet, samt samle inn og måle døde egg på

formiddagen. Fra eksperimentet startet ble det gjort seks målinger av temperatur, saltholdighet og oksygenmetning i alle merdene nær overflaten og nær bunnen, i tillegg til at det ble målt utenfor merdene. For alle målinger se appendiks 1.



Figur 5. Tidslinje for eksperimentet: den starter fra fiskene ble satt i merdene og avsluttes da de ble tatt ut. De grønne firkantene markerer de tre timers daglige eksponeringene for seismikk, nøyaktig tidspunkt er gitt i CEST.

2.1 Forsøksområde



Figur 6. Forskningsstasjonen til HI på Austevoll sett i fugleperspektiv. Hvit stjerne markerer hvor eksponeringsområdet var og rød stjerne hvor kontrollmerdene var plassert.

Datainnsamlingen til denne oppgaven ble utført ved Havforskningsinstituttet sin forskningsstasjon på Austevoll (60°5'8,88"N 5°15'42,54"Ø). Figur 6 viser eksponeringsområdet og kontrollområdet. Førstnevnte ligger inne i en bukt og er noe skjermet for vær og vind, mens sistnevnte ligger i et område som er mer utsatt for bølger og vind (fig. 7), det er i tillegg tilknyttet et sjøanlegg som genererte en del støy.



Figur 7. Oppsett til eksperimentet for å teste effekter av seismikk på torsk under gyteperioden. T.v. Eksponeringsområde: (1) merd 1; (2) merd 2; (3) båten hvor teknisk utstyr som ble brukt til å loggføre data fra ekkolodd, hydrofoner, sensor for partikkelbevegelse; (4) robåten som ble brukt til å ro 140 m mot den andre siden av sundet og tilbake med mini-luftkanonen. T.h. Kontrollmerd 2, merd 1 ligger ved siden av. Teknisk utstyr tilsvarende det i eksponeringsområdet og ble oppbevart i en bu omtrent 5m fra merdene. Foto: Anette Walle

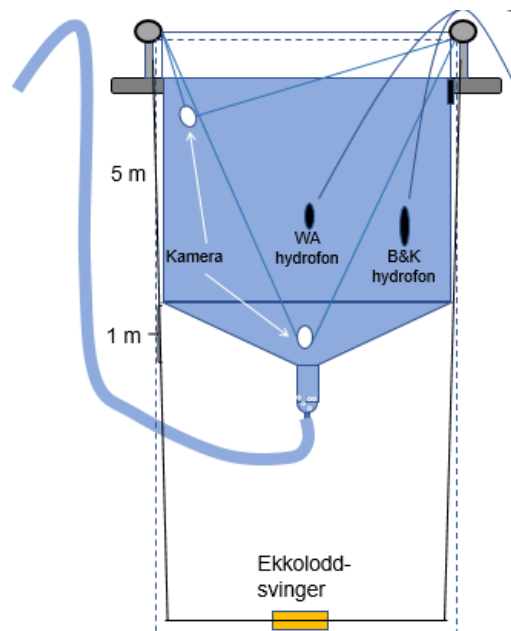
2.2 Fisk

I dette forsøket ble det gjort observasjoner av 64 torsk, for gjennomsnittlig lengde og vekt se tabell 1. For mer detaljert oversikt se appendiks 2. Individene ble randomisert fordelt på eksponerings- og kontrollmerdene, der merd 1 hadde 9 hunnfisk og 6 hannfisk, mens merd 2 hadde 10 hunnfisk og 7 hannfisk. Dette gjaldt for både eksponerings- og kontrollområdet. Halvparten av fiskene ble fanget i Storebø, og ble fraktet direkte til sjøanlegget. Den andre halvparten ble fanget i Bakkasund og oppbevart i merdene inntil de ble fraktet til sjøanlegget. All fisk ble plassert i sine restriktive merder den 4. mars og tatt ut igjen den 30. april 2019. Alle prosedyrer ble gjort i henhold til norsk lov og etter tillatelse fra Mattilsynet (FOTS 17068).

Tabell 1. Gjennomsnittlig lengde og vekt med standardavvik på hunn- og hannfisk i eksponerings- og kontrollområdet.

Kjønn	Behandling	N	Lengde (cm)	St.avvik (cm)	Vekt (kg)	St.avvik (kg)
Hunnfisk	Eksponering	19	60.3	12.0	2.8	1.9
Hannfisk	Eksponering	13	59.8	12.1	2.7	1.9
Hunnfisk	Kontroll	19	59.9	12.1	2.7	1.9
Hannfisk	Kontroll	13	60.2	12.1	2.5	1.5

2.3 Oppsett av merd og annet utstyr



Figur 8. Illustrasjon av merdene som ble brukt i forsøket, Den viser hvor kameraene, hydrofonene og ekkoloddsvingeren var plassert. Illustrasjon: Karen de Jong ved HI

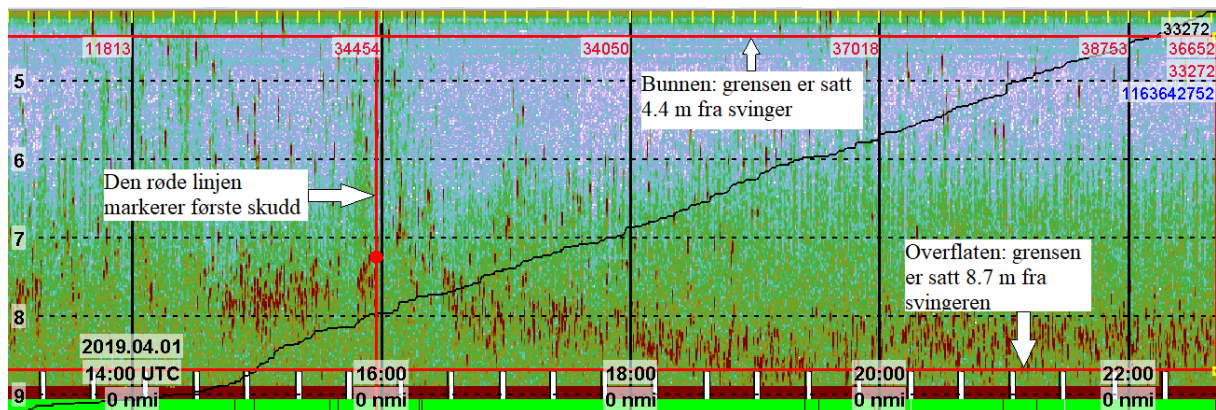
Hver merd var 5 x 5 m i areal med en 10 m dyp notpose med tilhørende eggpose med en diameter på 5 m og 5 m dyp. I hver av eggposene var det plassert to hydrofoner og to kameraer, og ekkoloddsvingeren var plassert under eggposen (fig. 8).

2.3.1 Ekkolodd

For hver behandling ble det brukt et EK60 ekkolodd med en Simrad ES120 7C 120 kHz «split beam» ekkoloddsvinger med stor båndbredde i en merd og en Simrad ES120 7G 120 kHz «split beam» ekkoloddsvinger i den andre merden. Begge var koblet til EK60 GPT (general purpose transceiver). Programvaren som ble brukt for å logge EK60-data var Simrad EK80. Åpningsvinkelen til alle svingerne var 7 grader. Svingeren var plassert ca. 4 m under eggposen, der strålen hadde en diameter på omtrent 0.5 m på bunnen og omtrent 1 m ved overflaten (svingerdybde: 8.17 m (eksponeringsmerd 1) og 8.88 m (eksponeringsmerd 2) fra overflaten, mens for kontrollmerdene var det 9.45 m (kontrollmerd 1) og 9.30 m (kontrollmerd 2)).

Spesifikasjoner for ekkolodd: pulslengden 0.064 ms (9.6 cm i vann); 200 ms pulsrate (5 pulser pr sekund); alle ekkolodd-data ble logget i UTC (Coordinated Universal Time), mens all senere henvisning til tidspunkter vil bli gjort i lokal tid (som i april var CEST (Central European Summer Time), dvs. UTC + 2 timer). For hver dag ble det hentet ut data for hver av de fire

merdene som inneholdt data fra eksponeringen, samt tre og en halv time før og etter eksponeringen.

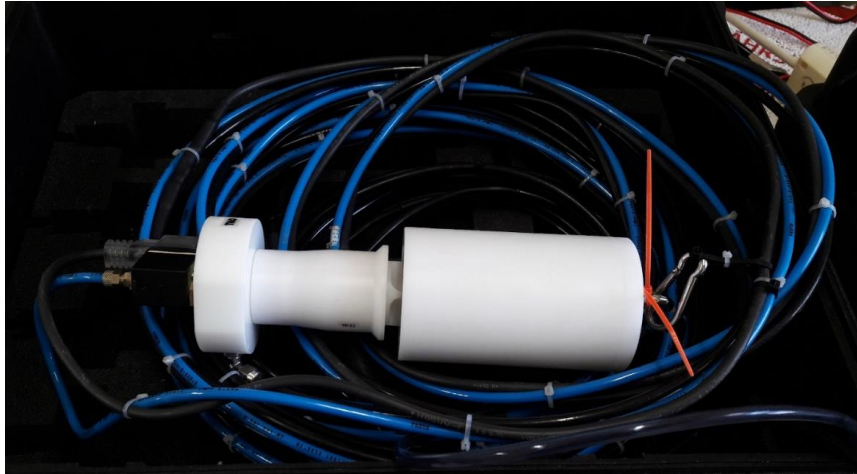


Figur 9. Ekkogram fra eksponeringsmerd 2 (ES120 7G) den 1. april 2019. Den røde loddrette linjen markerer det første skuddet (15.57.30 UTC / 17.57.30 CEST). For å unngå støy fra overflate ble det besluttet å sette grensene til 4.4 m (bunn) og 8.7 m (overflate) fra svingeren.

Grensene ble satt ut fra mengden støy fra overflaten og bunnen, dette for å unngå at refleksjoner fra overflate og bunn skulle bli forvekslet med ekko fra fisk og dermed føre til feilaktige resultater (fig. 9). I noen tilfeller måtte vi fjerne områder i ekkogrammet, grunnen til dette var at det var et tau eller en ledning som lå like under overflaten som forårsaket sterkt ekko. Programvaren som ble brukt for å studere ekkogrammene var *Large Scale Survey System* (Korneliussen et al., 2006) og etter grensene var satt og eventuelt støy fra tau eller ledninger var fjernet ble data for hver dag og hver av merdene eksportert som tekstfiler ved å bruke *rapport nr. 11* i LSSS. Samtlige rapporter som ble generert hadde et avgrensingsmønster, et grid, på 5 sekunder horisontalt og 0.1 m vertikalt. Begrunnelsen for dette valget var at det gav oss en håndterbar mengde data, men samtidig en tilfredsstillende oppløsning som gjorde at vi kunne undersøke den vertikale fordelingen slik vi ønsket.

2.3.2 Luftkanon

Lydkilden som ble benyttet i dette eksperimentet var en mini-luftkanon (fig. 10), som hadde et lydnivå som tilsvarte en ordinær seismikkundersøkelse på om lag 10 km avstand. En av grunnene for å bruke en nedskalert luftkanon var at de seismiske luftkanonene som vanligvis brukes i marine områder har alt for høyt lydnivå og kunne dermed være skadelig for det marine dyrelivet i området. Hensikten med dette eksperimentet var som tidligere nevnt å studere atferdseffekter og ikke skadeeffekter. En annen årsak for at det ble brukt denne type luftkanon var at det var praktisk mulig å gjennomføre.



Figur 10. Mini-luftkanon med luftledende ledninger og elektriske koblinger på undersiden. Foto: Anette Walle

Luftkanonen som ble brukt hadde et volum på 10 kubikktommer som tilsvarer 0.164 liter eller 164 cm^3 og energi i frekvensområdet 30 – 500 Hz med maksimumenergi ved ca. 63 Hz. Under eksponeringen ble trykket først skrudd til 2 bar (200 kPa) og deretter justert til 8 bar (800 kPa) like før første skudd og holdt på dette nivået til like etter siste skudd. Det ble utløst et skudd hvert tiende sekund. Da eksponeringen pågikk var luftkanonen 4 m under overflaten. I pilotprosjektet som fant sted i 2018 ble følgende målinger registrert per enkeltskudd med volum på 164 cm^3 og trykk på 8 bar: lydtrykk (SEL) på mellom 155-168 dB $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$ og nivå for partikkelakserasjon til å være mellom 100-108 dB re 1 $(\mu\text{m}/\text{s}^2)^2\text{s}$.

2.3.3 Hydrofoner og partikkelbevegelse

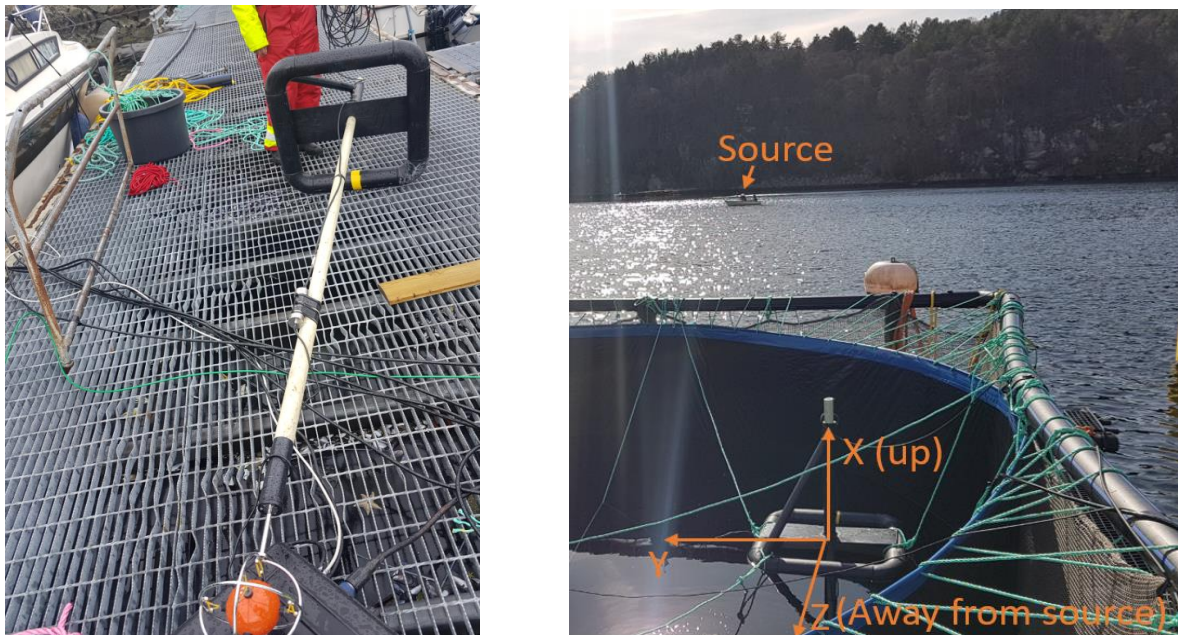
Det ble brukt to Brüel & Kjær (B&K) 8106 hydrofoner og en vektorsensor VHS-100 fra Ocean Applied Acoustic-Tech som måler partikkelakselerasjon i tre retninger og lydtrykk. En PXI fra National Instruments PXIe-1082DC ble brukt for å lese og lagre data (fig. 11). Både hydrofoner og vektorsensor var plassert på et dyp på 2.5 m. WA hydrofon ble brukt for å ta opp lyd fra fisk og hadde en sensitivitet på 154 dB re 1 V/ μPa , mens B&K hydrofon ble brukt til å registrere



Figur 11. F.v: en Brüel & Kjær-hydrofon, en PXI fra National ble brukt for å loggføre data, en Nexus conditioning amplifiser med fire kanaler. Foto: Tonje Nesse Forland ved HI

bakgrunnsstøy og hadde en sensitivitet på -173 dB re $V/\mu\text{Pa}$. Hydrofondata ble brukt for å måle lydtrykket samt finne tidspunktene for første og siste skudd for hver av de åtte eksponeringene.

Partikkelbevegelse ble målt av en akustisk vektorsensor (VHS-100, VHS-200) som var plassert i den ene eksponeringsmerden (fig. 12). Vektorsensoren målte både lydtrykk og partikkelakselerasjon, hvorav partikkelakselerasjonen hadde tre ulike retningskomponenter (opp, bort fra lydkilden og til siden). Den hadde en rekkevidde på 150 meters dybde, sensitivitet for ≥ -182 dB og innenfor frekvensområdene 20 Hz – 4 kHz (VHS-100) og 10 Hz – 2 kHz (VHS-200).



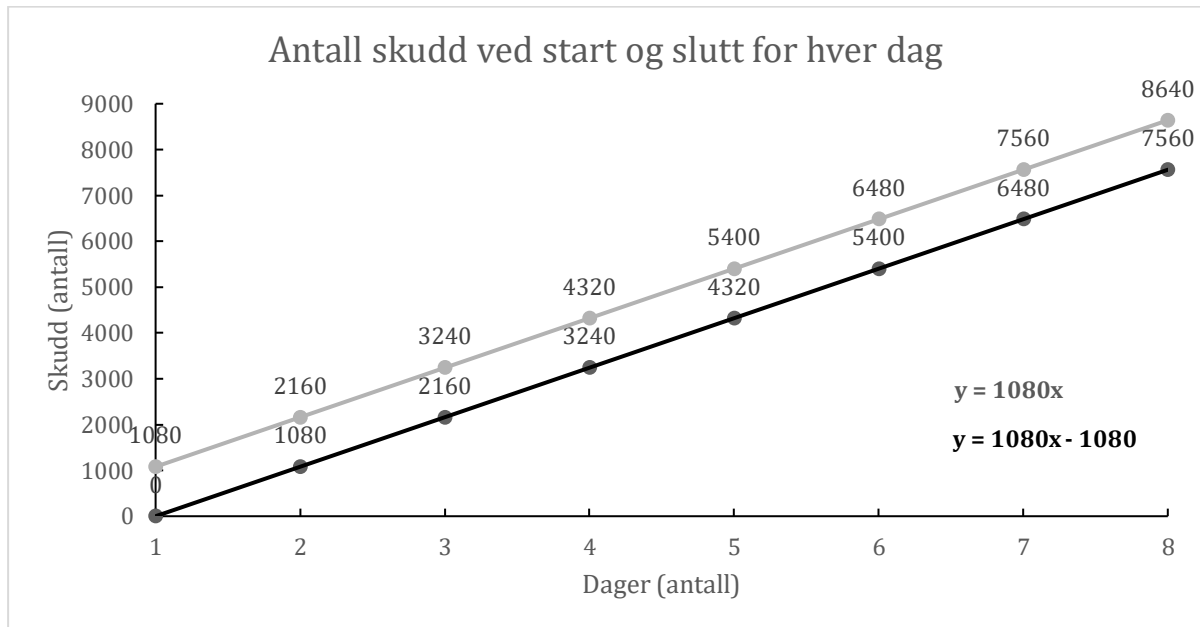
Figur 12. Vektorsensor som måler partikkelbevegelse. T.v. bilde av vektorsensoren på land. T.h. bilde av vektorsensoren i merden, pilene viser i hvilken retning partikkelakselerasjonen registreres og 'source' er båten med luftkanonen. Foto: Tonje Nesse Forland ved HI

2.3.4 Video

Hver merd var utrustet med to GoPro Hero 5 kameraer der ett var plassert på bunnen vendt oppover, mens det andre var plassert ved overflaten og vendte ned mot bunnen. Videoopptak var gjort fra ~ kl. 16- ~kl. 10 neste dag, men opptak fra tidsrommet 22:00 til 05:00 (lokal tid) ble forkastet da det var for mørkt til å kunne se fiskene. I forbindelse med denne oppgaven ble videoopptakene brukt for å studere hvorvidt fisk forflyttet seg vertikalt i merden etter første skudd eller ikke, og hvorvidt dette skyldte seismikk eller om det ble observert andre forstyrrelser som førte til vertikal bevegelse. Det ble studert opptak fra halvparten av de åtte dagene – ett minutt før og ett minutt etter første skudd. Grunnet oppgavens omfang og

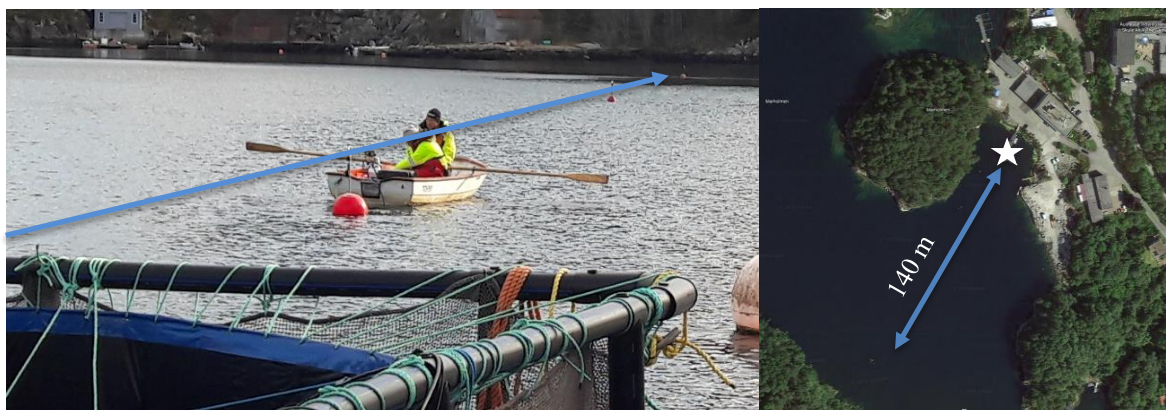
begrensninger ble det ikke tid til å gjøre en mer omfattende atferdsanalyse basert på videoopptakene.

2.4 Eksponeringen



Figur 13. Grafen illustrerer sammenhengen mellom antall skudd og de daglige eksponeringene. Sorte punkter viser hvor mange skudd det var før den daglige eksponeringen mens de gråe punktene viser antall skudd etter at den daglige eksponeringen var avsluttet. Før den første dagen av forsøket hadde ikke fisk i eksponeringsområdet blitt utsatt for noen luftkanonskudd og var dermed å regne som naive fisk inntil første skudd. Etter hver dag med endt eksponering hadde fisk blitt utsatt for ~1080 flere skudd enn dagen før. Øverste formel er for grå linje og nederste formel for sort linje.

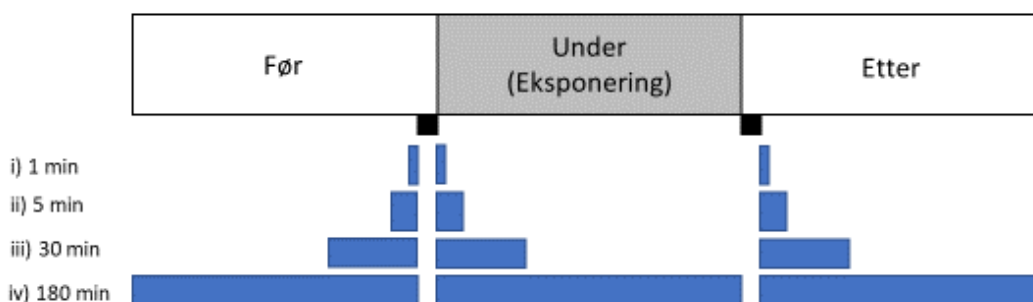
Seismikkskytingen ble utført i tidsrommet 1.-8. april, hvor det ble rodd seks ganger frem og tilbake på en 140 m lang strekningen (fig. 14) med en varighet på tre timer pr dag. Dette ble gjort til ulike tidspunkt på døgnet som til sammen dekker alle døgnetts timer. Figur 13 viser hvor mange skudd fiskene var blitt eksponert for de foregående dagene og hvor mange skudd de hadde blitt eksponert for etter at den daglige eksponeringen var avsluttet. Det ble brukt to Garmin T5 GPS-hundehalsbånd for å registrere strekningen som ble rodd med luftkanonen. En GPS-sender ble plassert i båten, mens et halsbånd ble plassert på bøyen som luftkanonen var festet til og et annet ble festet på kanten av eksponeringsmerd 2. Grunnet den lave hastigheten båten måtte holde skulle det lite vind til for drive inn mot land, noe som gjorde det utfordrende å holde en rett kurs.



Figur 14. Eksponeringsområdet. T.v. Bilde fra en av eksponeringene, luftkanonen er festet til den røde bøye bak robåten, den blå pilen markerer rostrekningen fra merdene og til en bøye som var plassert 140 m unna. T.h. Eksponeringsområdet og rostrekningen sett fra fugleperspektiv, stjernen markerer hvor merdene var plassert. Foto: Anette Walle

2.5 Dataanalyser

Datagrunnlaget i denne oppgaven baserer seg på ekkolodd-data som er hentet ut med programvaren *Large Scale Survey System* (LSSS). Det ble hentet ut data med til sammen ti timer hver av de åtte dagene—de tre timene eksponering pågikk samt tre timer før og tre timer etter, pluss slingringsmonn. Data ble deretter importert til MatLab og forsker ved HI Tonje Nesse Forland laget et program som sørget for at vi fikk et datasett med mediandybden hos fisk før, under og etter eksponeringen for hver av de daglige eksponeringene. For hver dag ble det



Figur 15. Mediandybden for fire ulike tidsperioder før, under og etter de daglige eksponeringene: (i) 1 minutt; (ii) fem minutter; (iii) 30 minutter; (iv) 180 minutter. De sorte boksene illustrerer en periode på ti minutter før første skudd (t.v.) og ti minutter etter siste skudd (t.h.) hvor mediandybden ikke ble brukt.

det funnet mediandybden for fire ulike tidsperioder på henholdsvis 1, 5, 30 og 180 minutter før, under og etter eksponeringen (fig. 15). Mediandybden for tidsperioden 1 minutt dekker altså en periode på 1 minutt før, under eller etter eksponeringen. Det ble besluttet at mediandybden for før eksponeringen skulle starte 10 minutter før første skudd ble avfyrt, bakgrunnen for dette var at det daglig ble skutt et prøveskudd for å teste at luftkanonen virket som den skulle samt at det

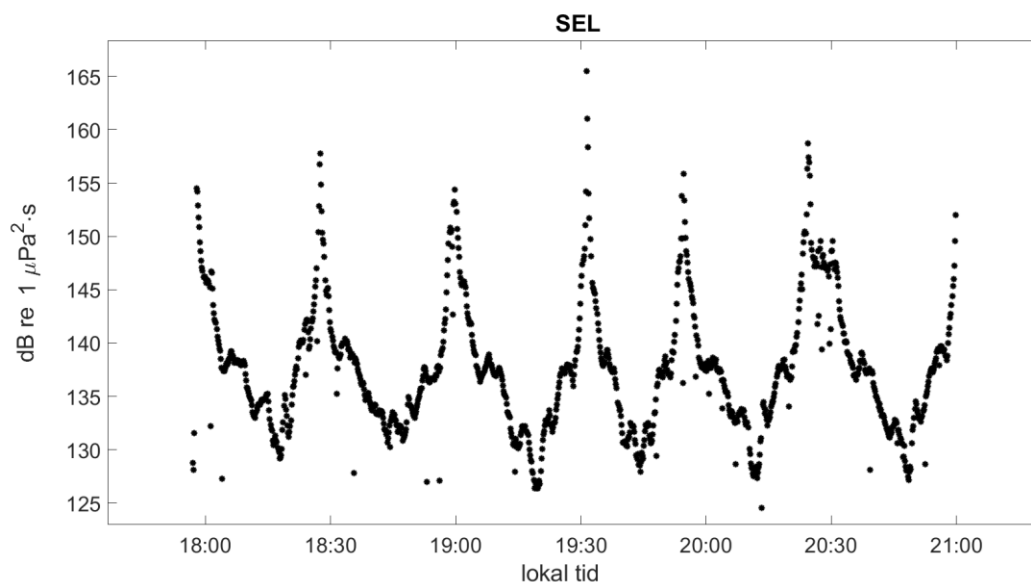
var noe støy tilknyttet det å ro bort til merdene. Det ble også besluttet at mediandybden for *etter* eksponeringen skulle starte ti minutter etter siste daglige skudd, bakgrunnen for dette var at det var noe mer støy grunnet lasting av utstyr (luftkanonen og diverse utstyr) fra båten og til land. Det ble gjort en Kruskal-Wallis-test for å se om det var statistisk signifikant forskjell på mediandybden *før*, *under* og *etter* for hver av de fire tidsperiodene.

For å studere virkningen av det første skuddet benyttet vi ekkogram og videoopptak. Grunnen til dette var at det for noen av dagene ikke var fisk innenfor ekkoloddets rekkevidde enten *før* eller *etter* første skudd, og at vi dermed ikke hadde noen dybdeverdier som vi kunne fremstille i figurer.

3 Resultater

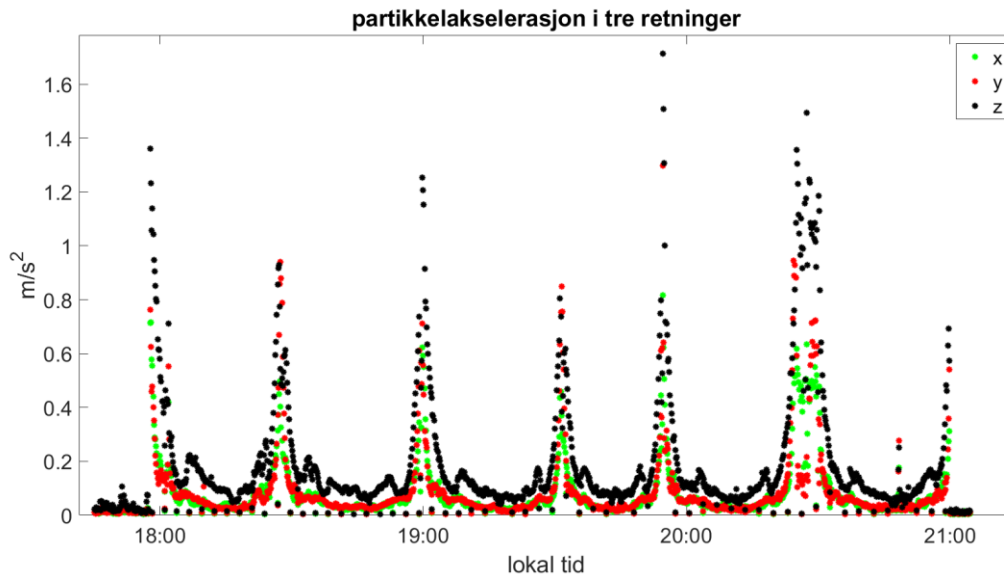
3.1 Lydmålinger

Figur 16 angir lydtrykk (SEL=sound exposure level/lydeksponeringsnivå) målt i dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$ som funksjon av tid for den første dagen med eksponering, dette er lydeksponeringsnivået og viser energien i hele lydimpulsen. Lydeksponeringsnivået (SEL) var mellom 125-165 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$, der toppene indikerer at luftkanonen var nær merdene og de laveste verdiene indikerer at luftkanonen var omtrent 140 m unna merdene. Bakgrunnsstøy var på ca. 100 dB re $1 \mu\text{Pa}^2\text{s}$.



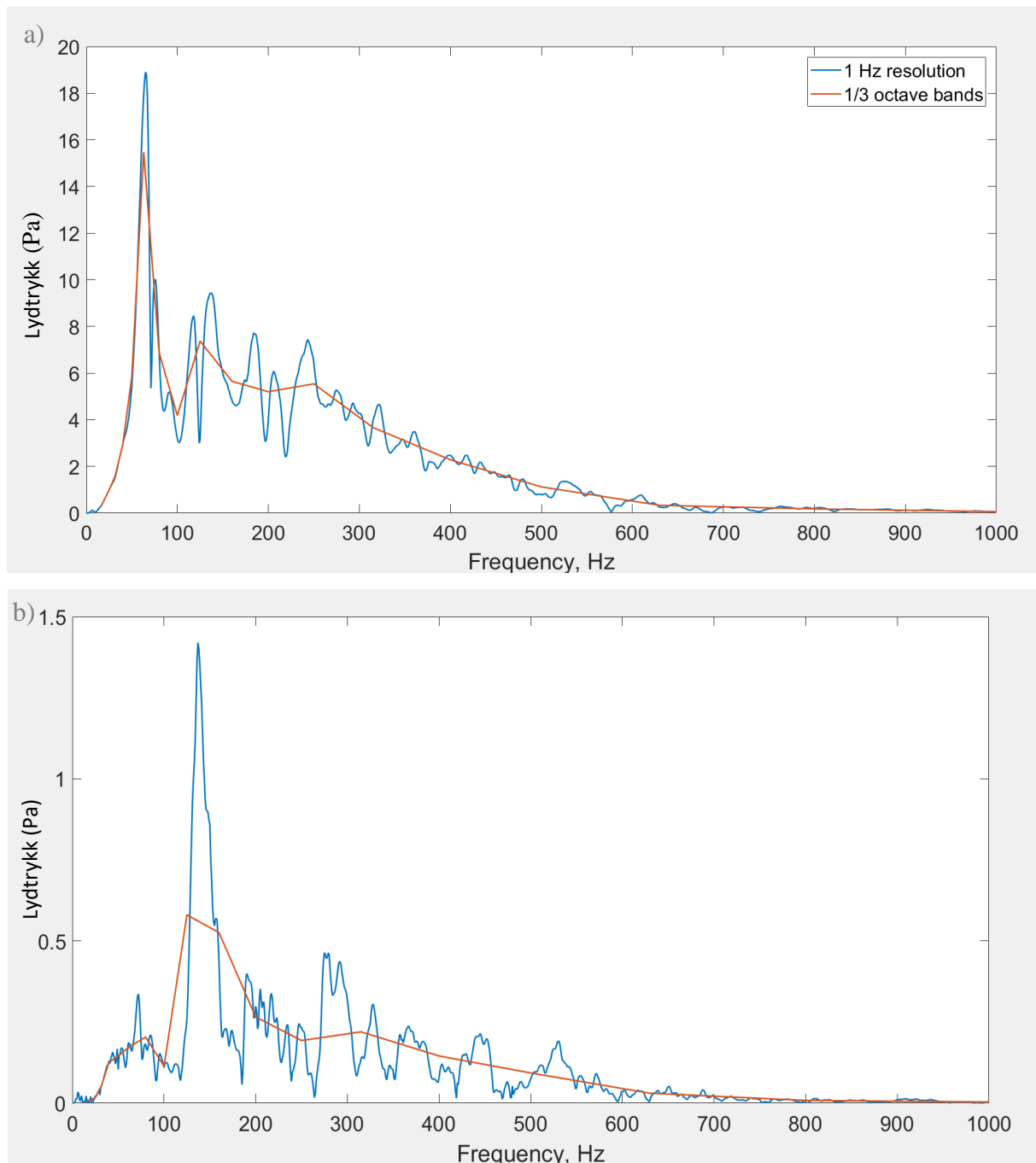
Figur 16. Lydtrykk (SEL=sound exposure level) som funksjon av tid. Målingen er fra den første dagen med eksponering. Figur: Tonje Nesse Forland ved HI

Figur 17 viser partikkelakselerasjon målt i m/s^2 som funksjon av tid den første dagen av eksponeringen. Den har tre retningskomponenter (x =opp, y =til siden, z =bort fra lydkilden). Jo høyere partikkelakselerasjon, jo nærmere var luftkanonen merdene.



Figur 17. Partikkelakselerasjon målt i m/s^2 som funksjon av tid, med tre ulike retningskomponenter (x =opp, y =til siden, z =bort fra lydkilden). Figur: Tonje Nesse Forland ved HI

Figur 18a-b angir lydtrykk (Pa) for et seismikkskudd, altså én lydimpuls, som en funksjon av frekvens (Hz). Den viser hvilke frekvenser som dominerer i denne lydimpulsen og hvor mye lydenergi det er i de ulike frekvensene. Lydtrykket var betydelig høyere når luftkanonen var nær merdene enn da den var 140 m unna. Frekvensinnholdet endret seg også fra da luftkanonen var nær til den var 140 m unna, noe som kan skyldes absorpsjon, at lyden treffer grenseflater og blir reflektert, dempet og spredd. Den dominante frekvensen for de to målingene var henholdsvis 65 Hz (fig. 18a) og 150 Hz (fig. 18b).

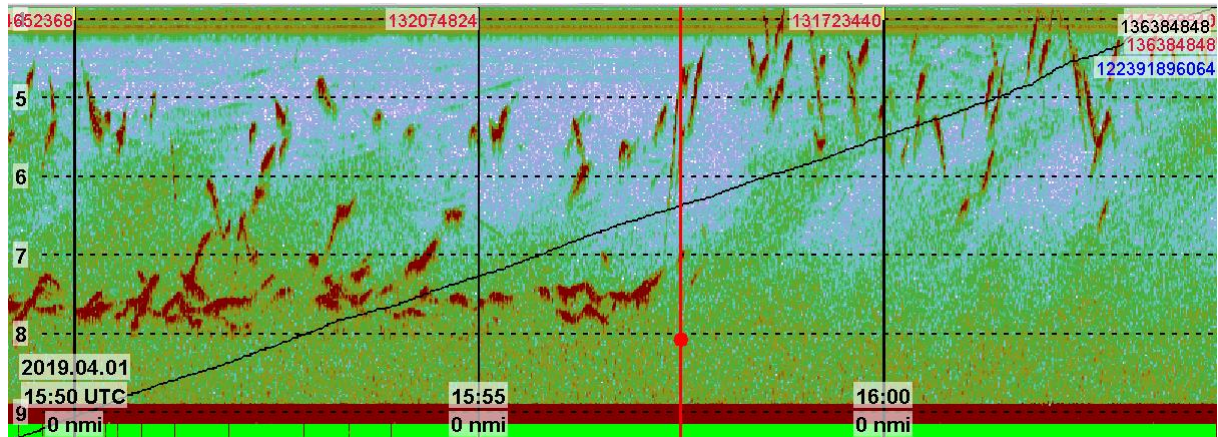


Figur 18. Lydtrykk, målt i Pascal (Pa), som en funksjon av frekvens (Hz). Den blå kurven har 1 Hz oppløsning og den oransje er delt opp i 1/3 oktavband. (a) lydilden var nær merdene (omtrent 1 m); (b): lydilden er 140 m unna merdene. Figur: Tonje Nesse Forland

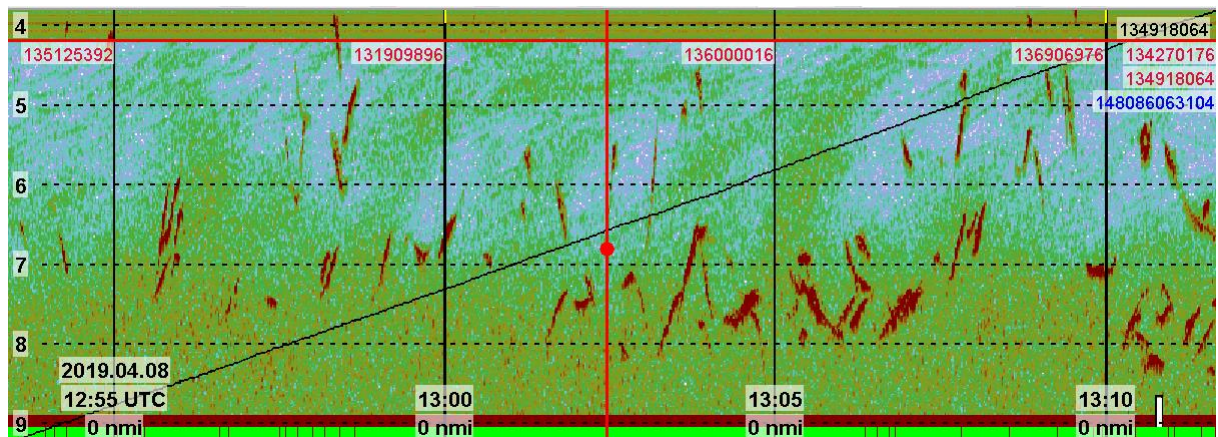
3.2 Første skudd

Figur 19 viser den vertikale fordelingen den første dagen med eksponering like før, og like etter, det første skuddet. Man ser at fisk i merden beveger seg mot bunnen i det det første skuddet gikk av. Videooptak viser at over halvparten av observert fisk reagerte med en

alarmrespons på det første skuddet, men allerede fra det andre skuddet var denne responsen mindre synlig. Hverken ekkogram eller videoopptak fra de resterende dagene viser en like tydelig respons etter det første skuddet for de daglige eksponeringene. Den siste dagen med eksponering er det kun en liten bevegelse på finnene hos en av fiskene som er innenfor rekkevidden til kameraene, ekkogrammene viser heller ikke at det er en vertikal forflytning som følge av det første skuddet denne dagen (fig. 20).



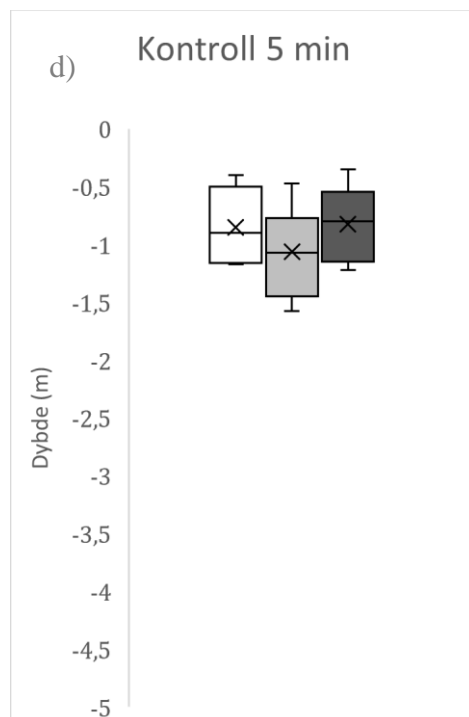
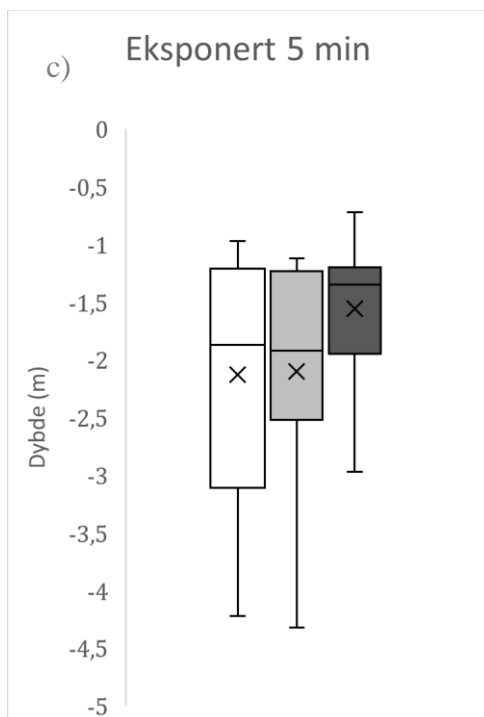
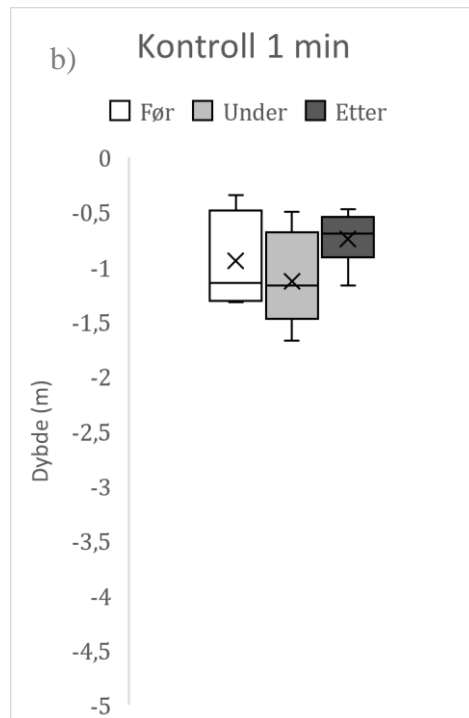
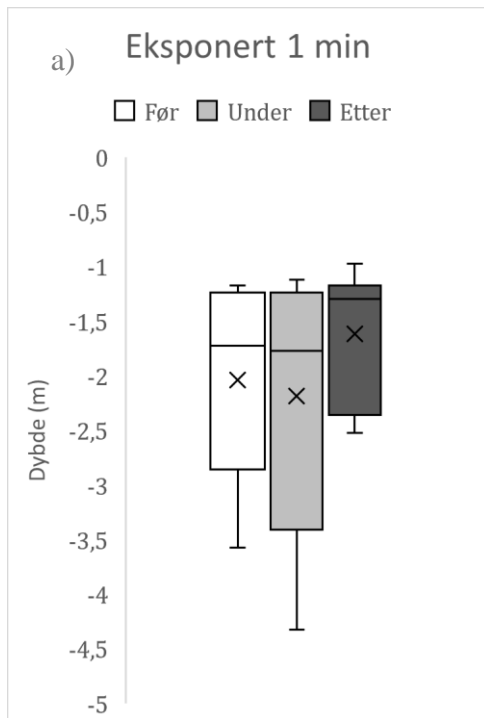
Figur 19. Ekkogram fra den første dagen med eksponering, bunnen er oppe og overflaten nede i ekkogrammet. Den lodrette røde linjen markerer det aller første skuddet fiskene ble utsatt for. Tidspunkter er i UTC.

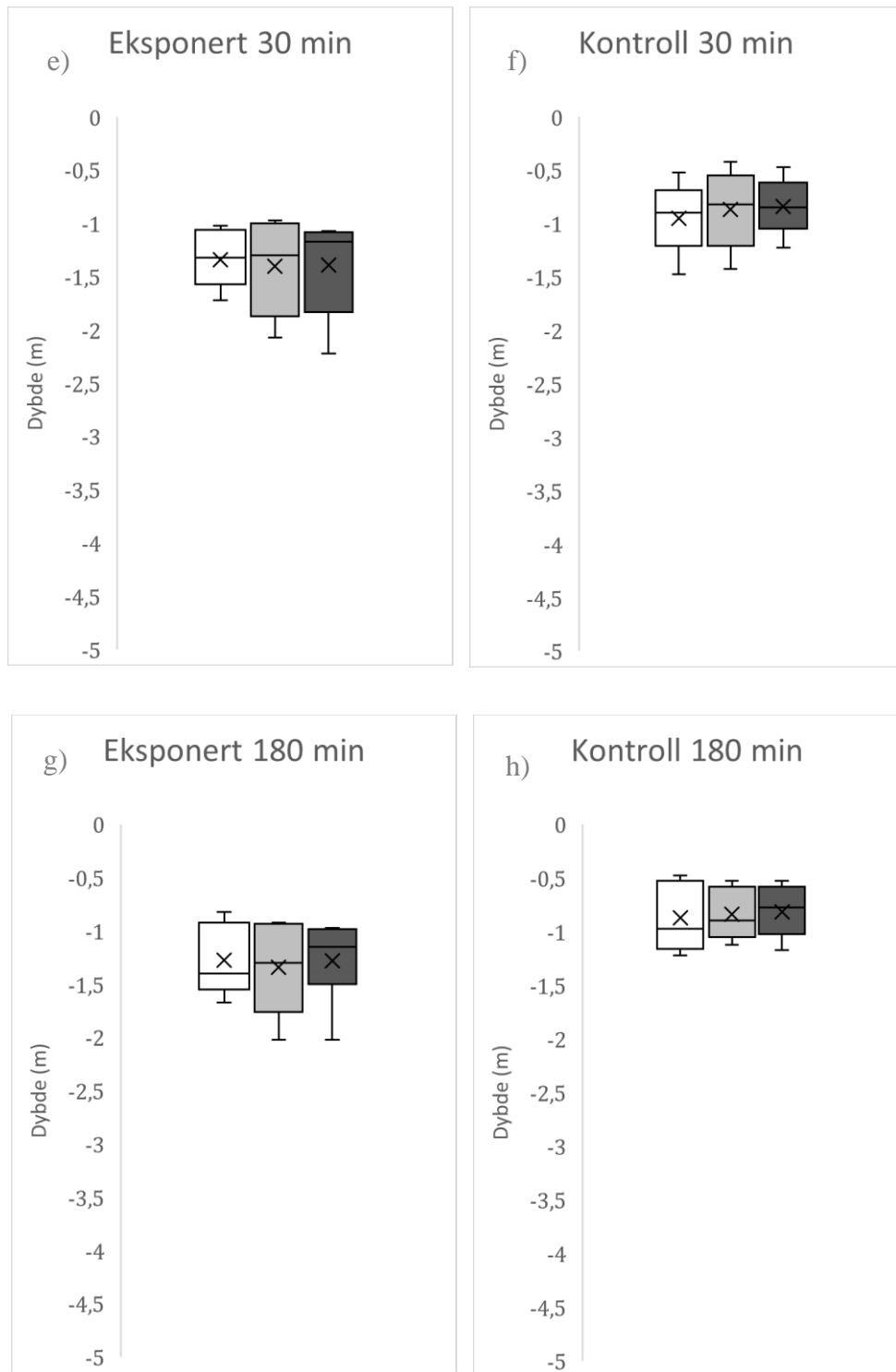


Figur 20. Ekkogram fra den siste dagen med eksponering, bunnen er oppe og overflaten nede i ekkogrammet. Den lodrette røde linjen markerer det første skuddet denne dagen. Tidspunkter i UTC.

3.3 Mediandybden før, under og etter eksponering

Figur 21 viser medianverdien for fiskens dybde før, under og etter de daglige eksponeringene for hver enkelt tidsperiode, se figur 14 for beskrivelse av tidsperiodene.





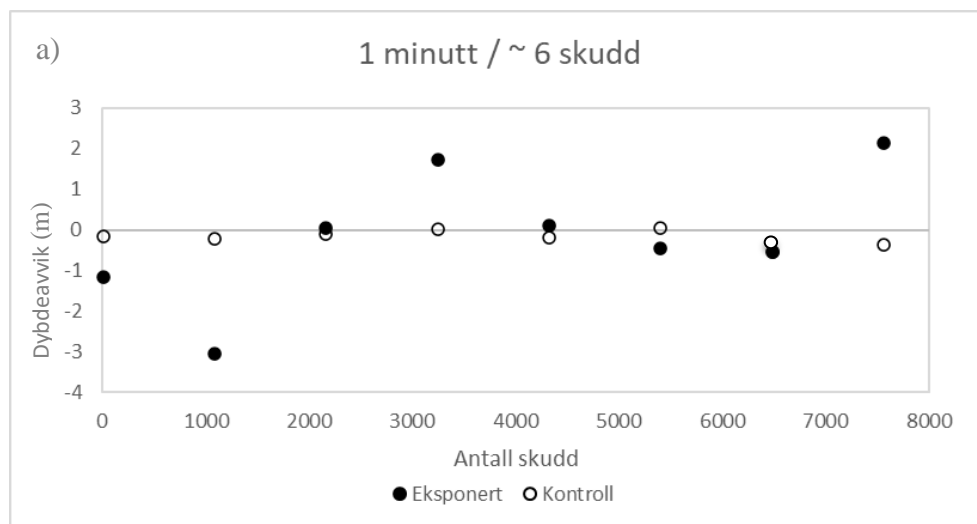
Figur 21a-h. Plottene viser mediandybden til fiskene i eksponerings- og kontrollområdet før, under og etter eksponeringen, for hver av de fire tidsperiodene. 'Før' er ti minutter før første skudd, 'under' er fra og med det første skuddet og 'etter' er ti minutter etter siste skudd på de daglige eksponeringene. Figur 21 a-h viser medianverdiene for samtlige åtte dager med eksponering (a-b) 1 minutt før, under og etter; (c-d) 5 minutter før, under og etter; (e-f) 30 minutter før, under og etter; (g-h) 180 minutter før, under og etter.

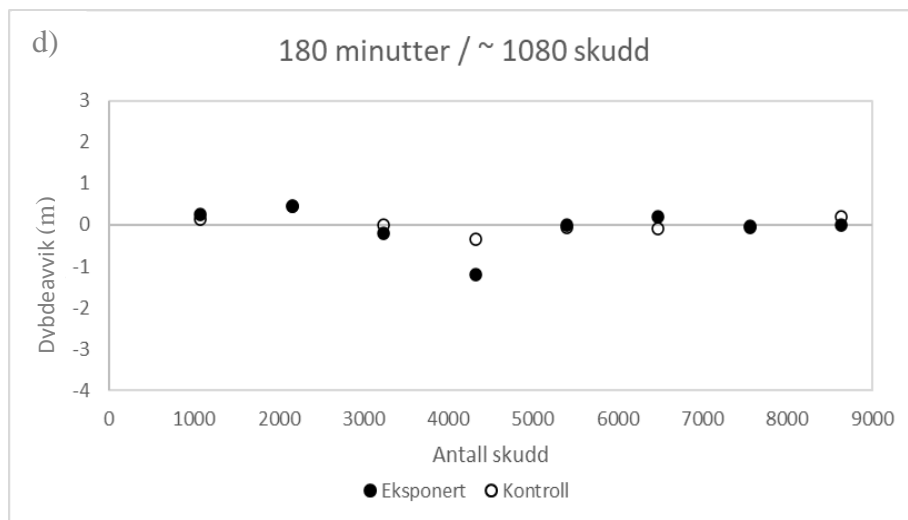
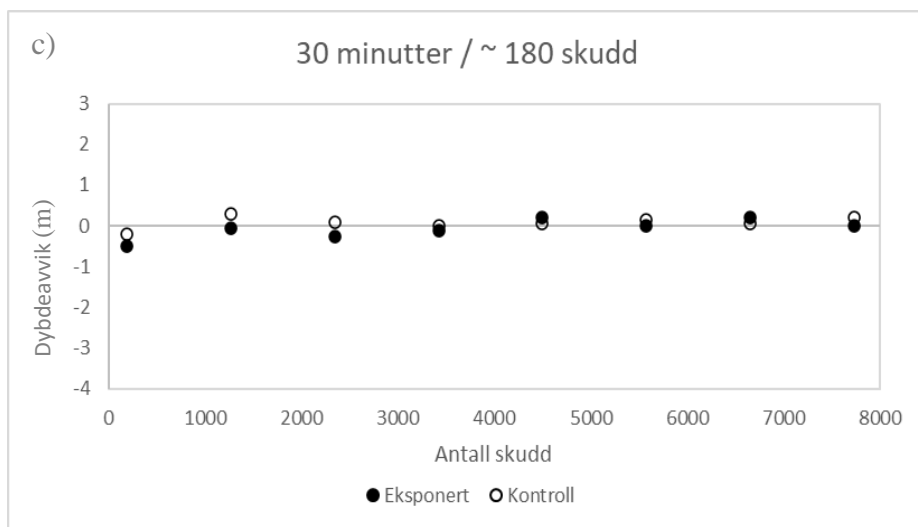
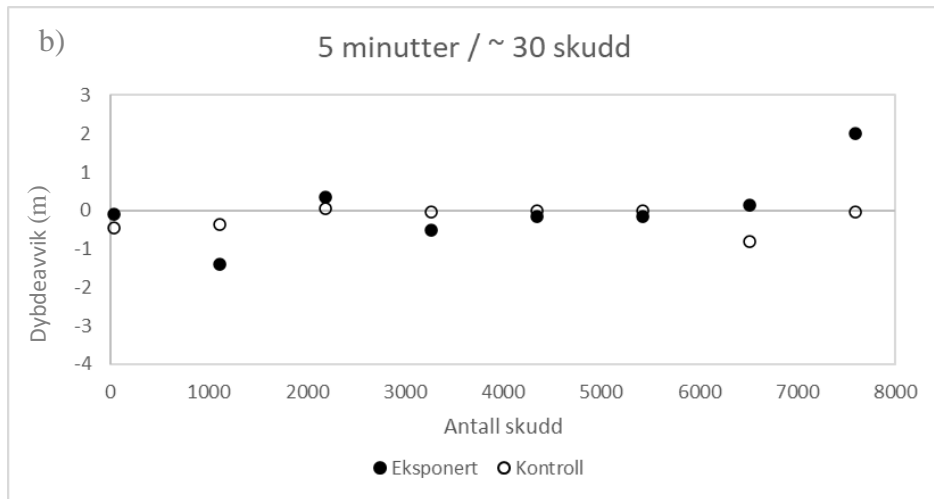
De minste tidsperiodene viser at det er noe større spredning i mediandybden for henholdsvis 1 minutt (fig. 21a-b) og 5 minutter (fig. 21c-d) for eksponert fisk enn for kontrollfisk før, under og etter daglig eksponering. Det er likevel ikke noen signifikante forskjeller på de ulike variablene *før*, *under*, *etter* for noen av tidsperiodene (1 min p-verdi 0.197, 5 min p-verdi 0.2529, 30 min p-verdi 0.93, 180 min p-verdi 0.9516).

Tidsperioden som viser mediandybden for en periode på tretti minutter, i tilfellet ‘under’ har luftkanonen skutt ~180 skudd og beveget seg fra merdene til siste bøye og tilbake til merdene igjen (fig. 21 e-f). I løpet av denne perioden har mediandybden balansert seg noe sammenlignet med de foregående tidsperiodene. Det samme gjelder også for den siste tidsperioden der mediandybden for samtlige tre timer med de daglige eksponeringene ikke skiller seg nevneverdig fra før eller etter eksponeringen (fig.21 g-h).

3.4 Akkumulerende effekt av seismikk

Figur 21 viser dybdeverdier fra alle åtte dagene med eksponering, og det er kun den første dagen i tilfellet ‘før’ at fiskene kan regnes som naive. Dermed er det ikke tatt høyde for om de i noen grad har tilvent seg lyden fra luftkanonen. Eksempelvis hadde de på den åttende dagen i tilfellet ‘før’ allerede blitt utsatt for ~7560 flere skudd enn den første dagen (fig. 14). Det ble derfor besluttet å lage diagrammer som kan illustrere hvorvidt det var en akkumulerende effekt av skuddene eller ikke (fig. 22 a-d).





Figur 22. Diagrammene viser differansen i mediandybden mellom tilfellene 'før' og 'under' eksponering etter hvor mange skudd fiskene har blitt utsatt for gjennom de daglige eksponeringene. Figur 22a-d viser differansen for 'før' og 'under' ('under' – 'før') for en tidsperiode på (a) 1 minutter; (b) 5 minutter; (c) 30 minutter; (d) 180 minutter.

Resultatene kan tyde på at det skjer en viss vertikal forflytning som følge av seismikk, men da kun for de to første tidsperiodene (22a-b), i noe mindre grad for perioden på 5 minutter enn den på 1 minutt. Diagrammene (fig. 22) viser ikke en lineær utvikling, og det er derfor ikke grunn til å tro at skuddene hadde en akkumulerende effekt. Samtidig illustrer diagrammene for tidsperiodene 1 og 5 minutter at fisk befant seg både lengre ned og høyere opp i merden da seismikkskytingen pågikk, eksempelvis var mediandybden for tidsperioden 1 minutt lenger ned mot bunnen under eksponeringen inntil de var utsatt for 2000 skudd, mens de var nærmere overflaten under eksponeringen da de var utsatt for henholdsvis ~3240 og ~7560 skudd (fig. 22a). For de to lengste tidsperiodene var mediandybden relativt lik fra første til siste skudd, og dermed tilnærmet lik kontrollfisk (fig 22c-d).

4 Forskningsdesign

Creswell og Poth (2016) definerer i sin bok *forskningsdesign* som en overordnet plan for en studie; det dekker hele prosessen fra man operasjonaliserer det man ønsker å måle til utformingen av forskningsspørsmålene, og deretter videre til dataanalyse og til slutt rapportskrivning. Valget av forskningsdesign avhenger av hva det er man ønsker å undersøke, og hva som er målet – ønsker man å få innsikt og forståelse for et fenomen, kartlegge variabler og deretter få en kvantifiserbar beskrivelse av en situasjon/system eller er målet å påvise en årsakssammenheng. Denne oppgaven faller innunder sistnevnte; formålet er å se hvorvidt seismikk kan påvirke den vertikale fordelingen til fisk i merder. Det er viktig å ha et bra, gjennomtenkt forskningsdesign, det er det som legger grunnmuren for resten av forskningsprosessen. Det vil legge føringer på viktige veivalg som tas og kan dermed avgjøre hvorvidt resultater kan generaliseres eller ikke. Det er likevel utfordringer tilknyttet forskning av atferd på levende organismer som selv et godt forskningsdesign ikke kan unngå. Det kan være problematisk å studere ville dyrs atferd i deres naturlige habitat, både med tanke på økonomiske utfordringer og praktisk utførelse. Derfor er løsningen i mange tilfeller å gjøre et eksperiment der man opererer innenfor visse grenser og har muligheten til å kontrollere omgivelsene og påvirkningen ulike variabler har på forsøksobjektene. Dette er en pragmatisk tilnærming til forskning, som på den ene siden gjør det *mulig* å studere atferd innenfor et kontrollert miljø, men på den andre siden gjør det vanskelig å generalisere eventuelle funn til å gjelde også i deres naturlige habitat. Hensikten med dette kapittelet er å redegjøre for tekniske forhold, biologisk forhold og dataanalyse som ligger til grunn for denne oppgaven, samt peke

på noen av utfordringene som er knyttet til denne typen forsøk, men aller først vil jeg kort definere hva som legges i begrepene reliabilitet og ytre og indre validitet.

Reliabilitet handler om hvor pålitelige målinger i forsøk eller tester er; dersom gjentatte målinger med samme måleinstrument gir tilnærmet like resultater kan målingene sies å ha høy reliabilitet. Ytre validitet derimot, handler ikke om selve målemetoden, men hvorvidt resultatene fra en studie kan generaliseres eller ikke. Indre validitet går ut på om man har målt det man faktisk har hatt til hensikt å måle (Carmines & Zeller, 1979; Ringdal, 2001; Yin, 2003).

4.1.1 Tekniske forhold

For å kunne undersøke det som var hensikten med dette studiet⁶ ble det besluttet at dette best lot seg gjøre ved å se på villfisk i merder. Foruten om eksponeringen av seismikk ble fisk i begge områdene utsatt for samme behandling hva gjaldt innsamling av levende og døde egg samt forstyrrelser knyttet til bytte av SD-kort i kameraene og målinger av temperatur, salinitet og oksygenmetning. Det er nødvendig å nevne at lokalitetene til disse to gruppene var av ulik karakter. Kontrollfisk var i et område som var mer utsatt for vind og bølger, og i tillegg var det tilknyttet et sjønlegg som genererte en del støy, mens eksponeringsfisk var plassert inne i en bukt og dermed skjernet for mye vær. Dette gjør at omgivelsene kan ha påvirket kontrollfisk på en annen måte enn eksponeringsfisk. Det ble fra starten av påpekt at dette ikke var ideelt, men det var likevel viktigere at kontrollfiskene var plassert i tilstrekkelig avstand fra eksponeringsområdet slik at de ikke ble påvirket av lyden fra luftkanonen. Selve eksponeringen ble i forkant bestemt at skulle pågå i et tidsrom da torsken gytt, det ble også bestemt at eksponeringen skulle foregå til ulike tidspunkt, som i løpet av de åtte dagene med eksponering skulle dekke alle døgnets timer. Tidspunktet for de ulike dagene var tilfeldig valgt. I forkant av eksperimentet ble det bestemt at denne oppgaven skulle undersøke eventuelle atferdsendringer hos torsk som ble utsatt for seismikk. Datainnsamlingsmetoden, som i dette tilfellet var data fra ekkolodd, ble først bestemt etter oppstarten av eksperimentet. Det ble deretter diskutert hvordan ekkolodd kunne benyttes for å måle eventuelle atferdsendringer. Etter diverse avveininger, både med tanke på tid og ressurser, ble det besluttet at atferdsendringer kunne gjøres målbare ved å

⁶ Se del 2 som omhandler metode og material. Der er også info om lokasjon, oppsett av merdene og informasjon om diverse utstyr og måleinstrumenter som ble brukt i forsøket. I tillegg er det gitt en beskrivelse av hvordan selve eksponeringen ble utført og til hvilke tidspunkt.

se på den vertikale fordelingen i merdene før, under og etter at fiskene ble eksponert for seismikk. Dataen var ikke normalfordelt og det ble derfor besluttet å bruke mediandybden, og ikke gjennomsnittsdybde. Lydmålingene som ble gjort skulle understøtte at lydimpulsene fra luftkanonen var innenfor det frekvensområdet torsk oppfatter lyd samt at lydnivået var over den terskelverdien som torsk er sensitiv for lyd.

Hovedgrunnen til at eksponeringen ble utført med gitt oppsett av fartøy og luftkanon⁷ var for å redusere mengden støy. Dersom en motorisert båt hadde utført dette ville det ført til forstyrrelser og eventuelle effekter ville vært vanskelig å skille fra hvorvidt det skyldtes støy fra motorbåten eller fra luftkanonen. Det var påregnet at også selve roingen ville påføre noe støy, men i langt mindre grad enn en motorisert båt ville ha gjort.

Vår metode ville på den ene siden minimere støy, men på den andre siden var det på dager det var noe mer enn lett bris utfordrende å holde stø kurs. Dersom man hadde besluttet å bruke motor på båten kunne det vært fordelaktig og også kjørt båten samme strekningen uten at luftkanonen var på. For på den måten å se om det var noen effekt med og uten luftkanonen.

4.1.2 Biologiske forhold

For biologisk informasjon om fiskene som ble observert i forsøket, se appendiks 1. Forsøksindividene var et tilfeldig utvalg av kjønnsmoden torsk, fangstet på to ulike lokasjoner og deretter randomisert fordelt på de ulike merdene. Innenfor de rammebetingelsene som prosjektet hadde ble det besluttet at det i denne omgang, det andre året av prosjektet, skulle det opereres med en kontrollgruppe og en eksponert gruppe, hvorav det var to eksperimentelle enheter i hver gruppe. I forbindelse med denne oppgaven ble det besluttet å behandle begge de eksperimentelle enhetene i hvert område som én gruppe, altså én gruppe med eksponert fisk og én gruppe med kontrollfisk. Grunnen til dette var at det bør være minst 3-5 replikater for at det skal gi statistisk mening. I tillegg var det få individer i hver gruppe, og med ekkolodd var det heller ikke mulig å undersøke om det var individuelle forskjeller eller forskjeller mellom kjønn. For denne type studie hadde det vært fordelaktig å kunne bruke individmerket fisk (e.g. active

⁷ Eksponeringen ble utført ved at luftkanonen var festet bak, og omtrent 4 m fra overflaten, på en liten robåt uten motor ble rodd frem og tilbake fra merdene og 140 m ut i bukten. Se del to som omhandler metode og material for nærmere beskrivelse.

tags, biologger), men i og med at denne oppgaven var et «side-prosjekt» til SpawnSeis, måtte dette forsøket gjøres innenfor de rammene som allerede var lagt til grunn for hovedprosjektet.

4.1.3 Datagrunnlag

Metoden for å analysere data ble bestemt delvis underveis, og delvis i etterkant av eksperimentet. For å studere ekkogrammer brukte vi programvaren LSSS og det var også det som ble brukt for å eksportere data til tekstfiler. På den måten var det mulig å importere data til MatLab hvor man blant annet kunne finne mediandybden for ulike dager, og tidsperioder. Det ble underveis gjort vurderinger om hvilke tidsperioder som best kunne forklare en korttids- og langtidseffekt. Det ble besluttet å bruke en periode på 10 sekunder for å se om det var noen øyeblikkelig effekt av det første skuddet, men grunnet manglende data (ingen fisk ble registrert av ekkoloddet) for flere av dagene ble dette justert opp til 1 minutt. Det ble derfor besluttet å bruke videoopptak og ekkogram for å studere eventuelle effekter av første daglige skudd. Det ble gjort en Kruskal-Wallis test for å se hvorvidt det var noen forskjell på mediandybden hos fisk før, under eller etter eksponeringen. Bakgrunnen for at vi valgte en ikke-parametrisk test for statistiske analyser var at utvalget vårt var lite og ikke normalfordelt.

4.1.4 Generelle utfordringer

Denne delen omhandler mer generelle utfordringer, og begrensninger, med forsøk som undersøker hvordan seismisk aktivitet kan påvirke marine organismer. Carroll et al. (2017) hevder at en av de største begrensningene er den mangelfulle standardiseringen i terminologi og i målemetoder relatert til lydeksponering. Dette gjør det problematisk, og tidvis umulig, å sammenligne ulike studier og funn. De legger også til at det bør være mer fokus på partikkelbevegelse, siden dette er noe trolig all fisk kan oppfatte. Den neste utfordringen som tas opp er at de fleste studiene som er gjort har for kort varighet, og dermed ikke tar høyde for langvarige effekter og potensielle kaskadeeffekter, noe som kan gjøre det vanskelig å estimere eventuelle effekter på populasjonsnivå. Det nevnes også at eksperimentelle oppsett kan føre til mistolkning av resultater da lyden kan bre seg og reflekteres annerledes enn i naturlige habitat, fisk har ikke mulighet til å flykte og det er sjelden at fullskala lydilder kan benyttes.

5 Diskusjon

Hensikten med denne oppgaven var å undersøke hvorvidt seismikk kunne føre til en atferdsendring hos torsk. Lydmålingene viser at både lydtrykk og partikkelaksjon forårsaket

av den seismiske lyd-kilden var innenfor samme frekvensområde (50-500Hz) og lydstyrke som torsk hører og produserer lyd. Det er derfor ikke grunn til å betvile at observert torsk oppfattet lyden fra luftkanonen. Resultatene viser at det ikke var noen signifikant forskjell mellom før/etter eksponeringen og da eksponeringen pågikk, dette gjaldt for samtlige tidsperioder. Det var heller ingenting som tydet på at det var noen akkumulerende effekt av skuddene for noen av de ulike tidsperiodene. Det ble likevel observert tydelige reaksjoner hos fisk da de ble eksponert for det aller første skuddet, dette ble fanget opp på videoopptak og vises også på ekkogram (fig. 19).

5.1 Korttidseffekter

Resultatene kan tyde på at seismikk har en viss påvirkning på atferd til torsk i merder, da fisk som ble utsatt for *det første skuddet* forflyttet seg ned mot bunnen og at flere fisk reagerte med en alarmrespons. At fisk forflytter seg fra områder hvor seismisk aktivitet pågår kan understøttes av tidligere studier, der det har blitt påvist både en vertikal og en horisontal forflytning (Engås et al., 1996; Engås & Løkkeborg, 2002). I disse studiene ble det på den ene siden registrert redusert fangst av torsk i linefisket i samme områder som det ble skutt seismikk, mens det på den andre siden var økt andel torsk som bifangst i seifisket. Denne studien var gjort på frittsvømmende fisk, i motsetning til vårt som er utført på fisk i merder. Det er derfor vanskelig å sammenligne da det var en klar begrensning i hvor langt fiskene i vårt forsøk kunne forflytte seg. Det ble derimot observert alarmrespons hos flere fisk, noe som kan indikerer starten på en «flukt» (Eaton et al., 1977; Løkkeborg, 2008). Alarmrespons er også en reaksjon som er påvist i forbindelse med seismikkskyting i tidligere studier på fisk i et undervannsrev (Wardle et al., 2001). Imidlertid svømte ikke fisk bort fra lyd-kilden i denne studien, med mindre luftkanonen var så nærme at den var synlig for fisk. Dette samsvarer med vårt forsøk som viser at jo nærmere luftkanonen var desto større reaksjon. I motsetning til Wardle et al. (2001) var ikke luftkanonen i vårt forsøk synlig siden eggposen i merden var lukket, men responsen kan skyldes partikkelbevegelse da dette øker betydelig mer i det akustiske nærfeltet enn lydtrykk (Nedelec et al., 2016).

5.2 Langtidseffekter

Resultatene i dette forsøket viser at mediandybden til eksponert torsk for tidsperiodene 30 og 180 minutter i stor grad samsvarer med mediandybden til kontrollfisk (fig. 21). Dette tyder på at seismikk ikke påvirket den vertikale fordelingen over tid. Seismikk virket heller ikke i disse

tidsperiodene å ha en akkumulerende effekt på den vertikale fordelingen da medianverdien var tilnærmet lik for fisk i starten av eksponeringen som etter at de hadde blitt utsatt for flere skudd (fig. 22). Vårt forsøk tyder på at fisk i stor grad oppholdt seg i den øvre delen av merden både før, under og etter eksponeringen for seismikk. Hvorvidt de prøvde å flykte bort fra lydskilden vites ikke da det var klare begrensninger for hvor langt fiskene kunne bevege seg. Selv om tidligere studier har påvist at torsk forflytter seg fra områder hvor det skytes seismikk ansees som oftest ikke dette å være en langtidseffekt da fisk virker til å returnere etter at den seismiske aktiviteten er avsluttet (Løkkeborg, & Soldal, 1993; Engås et al., 1996).

5.3 Habituering

De to korteste tidsperiodene viser at det var noe større spredning i mediandybden hos eksponert fisk, mens det for periodene på 30 og 180 minutter i stor grad samsvarer med dybdeverdiene til kontrollfisk (fig. 21, 22). Dette kan bety at eksponert fisk hadde tilvent seg lyden og at reaksjonene derfor ble redusert over tid. Det er likevel viktig å påpeke at mediandybden *under* eksponeringen for 1 og 5 minutter viser en periode hvor luftkanonen var nær merdene, mens for de to lengste tidsperiodene (30, 180 min) var båten med luftkanonen tidvis lengre borte fra merdene. Lydmålingene viser at både lydtrykk og partikkelakselerasjonen ble redusert når avstanden mellom luftkanonen og merdene var større. Det er tidligere utført et forsøk på fisk i fangenskap der to grupper med torsk ble utsatt for forstyrrelser i form av et nett som ble rotert rundt i merden, den ene gruppen ble belønnet med fôr, mens den andre ikke ble det (Nilsson et al., 2012). Der den første eksponeringen utløste det som beskrives som en akutt stressrespons, førte gjentatte eksponeringer (hos den gruppen som ikke ble belønnet med fôr) til en gradvis svakere reaksjon, og mot slutten av eksperimentet var responsen tilnærmet borte. I vårt forsøk ble ikke seismikk etterfulgt av hverken «belønning» eller «fare». Dette kan ha bidratt til en raskere habituering til lyden fra luftkanonen da atferdsreaksjoner først og fremst gjorde seg gjeldene i starten av eksperimentet.

Resultatene våre kan tyde på at fisk ble mer påvirket av seismikk i starten av de daglige eksponeringene enn da det hadde pågått en stund. Studier har påvist økt kortisolnivå hos torsk som blir utsatt for lavfrekvente antropogene støykilder (Sierra-Flores et al., 2015), noe som kan skyldes at fisk blir «skremt» og dermed utløser en alarmrespons. Hvorvidt det har vært økning i kortisolnivået til torsk i forsøket vårt er uvisst, da dette ikke ble målt, men resultatene våre viste at det var en synlig reaksjon på første skudd, noe som *kan* tyde på stress. En annen studie

utført på torsk i store sjømerder konkluderte med at seismikk kunne forårsake en stressreaksjon – i form av økt hjerterytme, men at dette var å regne som en korttidseffekt da fiskene virket å ha tilvent seg lyden etter gjentatte eksponeringer (Davidsen et al., 2019). Derimot ble det ikke observert noen alarmrespons i forbindelse med eksponeringen, og heller ikke en signifikant endring i den vertikale fordelingen mellom de ulike dagene med eksponering (Davidsen et al., 2019). I følge Barton (2002) er ikke stress hos fisk nødvendigvis skadelig, men det kan fremkalle atferdsrespons og fysiologiske endringer som igjen gjør fisk i stand til å tilpasse seg, slik at individet kan opprettholde den fysiologiske likevekten. Hvorvidt det var tilfellet for fisk i vårt forsøk er uvisst, men resultatene kan tyde på at torsk har tilvent seg lyden fra luftkanonen da de reagerte sterkere i starten enn mot slutten av eksperimentet. Dette samsvarer med det Thompson og Spencer (1966) beskriver i sin artikkel om habituering, at dersom en type stimuli forårsaker en respons vil gjentatte eksponeringer av samme stimuli resultere i at responsen (gradvis) reduseres, og at dersom gitt stimuli opprettholdes vil trolig responsen gi seg over tid. Bedjer et al. (2009) påpeker på sin side at begrep som habituering må håndteres med forsiktighet; selv om dyr tilvenner seg antropogene forstyrrelser er ikke det ensbetydende med at gitt stimuli kan tolkes som *uskadelig*. Dersom individer tilvenner seg lyder og det resulterer i at de forblir i støyende omgivelser kan støyen ha en maskerende effekt på nyttige biologiske lyder (Hawkins & Chapman, 1975; Radford et al., 2014).

5.4 Forskningsdesign

De tekniske og biologiske forholdene samt dataanalysene som ligger til grunn for forskningsdesignet i denne oppgaven er beskrevet i del 4. Det er flere utfordringer i forbindelse med dette forsøket. En utfordring, og som må sies å være hovedutfordringen, er knyttet til den ytre validiteten/generaliserbarheten. Våre resultater bygger utelukkende på fisk i merder, noe som gjør at funnene vanskelig lar seg generalisere til å gjelde for frittstående fisk. Observasjoner som gjøres på fisk i fangenskap, og da særlig på atferd, er i seg selv problematisk. For det første vil fangenskap i *seg selv* kunne føre til at atferden til torsk endres, da fiskens atferd i merder trolig vil avvike fra atferd i deres naturlige habitat. For det andre har de store begrensninger når det gjelder romlig utbredelse. Dersom samme eksponering hadde blitt påført på frittstående fisk ville de hatt mulighet til å forflytte seg bort fra lydkilden, i merder på 5x5 m vil ikke dette være mulig. Det er likevel ikke sagt at resultater fra eksperiment av denne typen ikke har en verdi. Selv om det kan være problematisk å generalisere kan resultatene ha en generell gyldighet, ved at de påviser en type atferdsreaksjon som tydelig er en

respons på en viss behandling/eksponering. I vårt tilfelle så vi en synlig atferdsendring i starten av eksponeringen – både alarmrespons og at fisk beveget seg ned i merden. Videoopptakene viser at reaksjonene startet i det det første skuddet ble avfyrt og det ble ikke observert andre lydkilder/forstyrrelser i samme tidsrom. Det er derfor betimelig å tro at reaksjonene var en effekt av seismikk. Dette er fordelene med et eksperiment—at man kan kontrollere for mange flere ytre faktorer enn det man kan dersom man gjør observasjoner på fritt svømmende fisk. Hvorvidt dette kan klassifiseres som en skadelig effekt er et annet spørsmål. I vårt forsøk har vi ingen belegg for å si at disse endringene var skadelige, og det presiseres også innledningsvis at dette heller ikke er formålet med forsøket. Det vi derimot kan hevde er at seismikk kan påføre alarmrespons hos eksponert torsk i merder, men at dette kan karakteriseres som kortvarige effekter da responsene ikke vedvarte over tid. Kontrollfisk viste i samme tidsrom å ha en tilnærmet lik mediandybde, mens eksponert fisk viste en større spredning, men ingen signifikant forskjell.

En annen utfordringen omhandler hvorvidt vi har målt det vi *faktisk* ønsket å måle, altså om forsøket kan sies å ha en høy indre validitet. Vertikal forflytning hos torsk kan karakteriseres som en atferdsendring, og mediandybden til fisk før, under og etter eksponering av seismikk vil kunne fortelle oss om det har skjedd det som vi definerer som en atferdsendring eller ikke. Innledningsvis ble det stilt spørsmål om hvorvidt ekkolodd egnet seg til å fange opp eventuelle atferdsendringer for denne typen eksponering. På den ene siden kan det bidra til å vise hvorvidt det har skjedd en endring eller ikke, det kan gi en enkel og grei oversikt over hvor fisk befinner seg. På den andre siden vil det ikke være mulig å fange opp individuelle forskjeller, eller forskjeller mellom kjønn. Individmerking av fiskene kunne ha tilført nyttig informasjon som ekkolodd ikke vil kunne gi. Dette oppsettet egner seg fint til å undersøke hvilke effekter seismikk kan ha på reproduksjon hos torsk, som også var formålet med SpawnSeis sitt prosjekt på Austevoll—det var i et kontrollert miljø hvor egg kunne samles inn, for deretter å overvåke utviklingen inntil embryoene var nådd larvestadiet. Selv om vi målte det vi ønsket å måle, er det klare begrensninger når det gjelder å undersøke atferd på fisk i fangenskap.

Hvorvidt målingene våre var pålitelige kan diskuteres. På den ene siden var eksponeringene utført på samme måte samtlige dager, men på den andre siden var det enkelte dager vind som gjorde at navigeringen av luftkanonen var utfordrende. Værforholdene var også noe Davidsen et al. (2019) trakk frem som en utfordring i sitt forsøk. Deres studie var,

sammenlignet med vårt forsøk, gjort i en «større» skala enn vårt, da de hadde fisk i større merder (50 m diameter, 25 m dyp), kraftigere luftkanon og større fartøy (MS Harry Borthen). De hadde heller ingen kontrollgruppe og forsøket varte i kun tre dager. Både dette og vårt forsøk fremhever utfordringene ved å studere atferdsreaksjoner hos fisk. Det er utfordrende, både i form av økonomi og praktisk utførelse, å utføre et eksperiment innenfor et område hvor man kan kontrollere ytre variabler samtidig som man kan ha et forskningsdesign som oppfyller kravene for hvorvidt resultater lar seg generaliseres eller ikke. Forsøk innenfor dette fagfeltet har ofte for kort varighet, noe som gjør det vanskelig å estimere langvarige effekter og eventuelle kaskadeeffekter (Carroll et al., 2017). Ifølge Carroll et al. (2017) er en av de største utfordringene innenfor dette fagfeltet mangel på standardisert terminologi og målemetoder. Dette gjør det problematisk å sammenligne ulike studier.

5.5 Veien videre

Nyere studier innen dette fagfeltet bør prøve å gjøre undersøke atferd i sammenheng med fysiologiske endringer. Dette vil kunne gi en bedre forklaringsmodell, og det vil være mindre problematisk å trekke sammenhenger mellom atferd og fysiologiske effekter dersom man utfører en samlet studie på dette.

Det bør også fokuseres mer på å utarbeide en standardisert metodikk både hva gjelder målemetoder og terminologi slik at man lettere kan sammenligne studier og å få tidsserier som gjør det mulig å følge utvikling over tid. Dette vil også kunne bidra til å estimere eventuelle effekter seismikk kan ha på populasjonsnivå.

SpawnSeis er, så vidt meg bekjent, et av de mest omfattende prosjektene som hittil er gjort innenfor dette fagfeltet. Eksperimentet som gikk samtidig som datainnsamlingen til denne oppgaven pågikk undersøkte hvorvidt seismikk kunne påvirke reproduksjonen – dette skulle gjentas påfølgende år. I tillegg har Havforskningsinstituttet i et annet prosjekt, som er tilknyttet SpawnSeis, operert inn sendere i omtrent 150 frittsvømmende torsk der de overvåket torskens naturlige svømmemønstre for så de to påfølgende gytesesongene å følge torsk når de blir

eksponert for seismikk for å se om det er noen endringer⁸. Dette kan være med å bidra til å gi oss viktig informasjon om hvordan torsk reagerer på antropogene lyder i marine miljø.

5.6 Konklusjon

Resultatene fra dette forsøket understøtter ikke den første hypotesen min om at torsk endrer atferd når den utsettes for seismikk. Det var ingen signifikant forskjell på mediandybden til torsk før, under og etter eksponering av seismikk og det var heller ingen tegn på at seismikk hadde en akkumulerende effekt. Den andre hypotesen om at seismikk har en korttidseffekt der fisken reagerer i starten, men at responsen etter hvert avtar kan sies å ha en viss gyldighet. Den vertikale forflyttingen mot bunnen og alarmresponsen var reaksjoner på det første skuddet, og den raskt avtagende responsen kan tyde på at de tilvente seg lyden etter kort tid. Det ble også stilt spørsmål ved om ekkolodd egnet seg til å fange opp en endring i den vertikale fordelingen. Ekkolodd kan bidra til å vise hvorvidt det har skjedd en endring eller ikke, men det vil ikke kunne fange opp individuelle forskjeller.

⁸ Dette er et pågående forsøk og det er derfor ingen publiserte resultater ennå, men denne artikkelen gir et lite innblikk i prosjektet: <https://forskning.no/biologi-fisk-hav-og-fiske/her-skyt-forskarane-med-luftkanonar-pa-gytande-torsk/1651699>

6 Referanseliste

- Amorim, M. C. P., Conti, C., Sousa-Santos, C., Novais, B., Gouveia, M. D., Vicente, J. R., . . . Fonseca, P. J. (2016). Reproductive success in the Lusitanian toadfish: Influence of calling activity, male quality and experimental design. *Physiology & behavior*, *155*, 17-24.
- Barton, B. A. (2002). Stress in fishes: a diversity of responses with particular reference to changes in circulating corticosteroids. *Integrative and comparative biology*, *42*(3), 517-525.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Finn, H., & Allen, S. (2009). Impact assessment research: use and misuse of habituation, sensitisation and tolerance in describing wildlife responses to anthropogenic stimuli. *Marine Ecology Progress Series*, *395*, 177-185.
- Björnsson, B., & Reynisson, P. (2013). Synchronous and vertically undulating swimming behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*. *Aquatic Biology*, *19*(1), 13-18.
- Blaxter, J., Denton, E., & Gray, J. (1981). Acousticolateralis system in clupeid fishes. In *Hearing and sound communication in fishes* (pp. 39-59): Springer.
- Bleckmann, H., & Zelick, R. (2009). Lateral line system of fish. *Integrative zoology*, *4*(1), 13-25.
- Bradbury, I. R., Snelgrove, P. V., & Fraser, S. (2001). The influence of temperature on advective loss of Atlantic cod (*Gadus morhua*) eggs from the inshore environment. *Fisheries Oceanography*, *10*(4), 342-352.
- Brawn, V. M. (1961a). Aggressive behaviour in the cod (*Gadus callarias* L.). *Behaviour*, *18*(1-2), 107-147.
- Brawn, V. M. (1961b). Reproductive behaviour of the Cod (*Gad Us Callarias* L.). *Behaviour*, *18*(3), 177-197.
- Brawn, V. M. (1961c). Sound production by the cod (*Gadus callarias* L.). *Behaviour*, *18*(4), 239-255.
- Bruintjes, R., & Radford, A. N. (2014). Chronic playback of boat noise does not impact hatching success or post-hatching larval growth and survival in a cichlid fish. *PeerJ*, *2*, e594.
- Carmines, E. G., & Zeller, R. A. (1979). *Reliability and validity assessment* (Vol. 17): Sage publications.
- Carroll, A., Przeslawski, R., Duncan, A., Gunning, M., & Bruce, B. (2017). A critical review of the potential impacts of marine seismic surveys on fish & invertebrates. *Marine pollution bulletin*, *114*(1), 9-24.
- Chapman, C., & Hawkins, A. (1973). A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of comparative physiology*, *85*(2), 147-167.
- Chrousos, G. P., & Gold, P. W. (1992). The concepts of stress and stress system disorders: overview of physical and behavioral homeostasis. *Jama*, *267*(9), 1244-1252.
- Cox, K., Brennan, L. P., Gerwing, T. G., Dudas, S. E., & Juanes, F. (2018). Sound the alarm: A meta - analysis on the effect of aquatic noise on fish behavior and physiology. *Global change biology*, *24*(7), 3105-3116.
- Creswell, J. W., & Poth, C. N. (2016). *Qualitative inquiry and research design: Choosing among five approaches*: Sage publications.
- Dalen, J., Hovem, J. M., Karlsen, H. E., Kvadsheim, P. H., Løkkeborg, S., Mjelde, R., . . . 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 forurensningstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe.
- Dalen, J., & Raknes, A. (1985). Scaring effects on fish from three-dimensional seismic surveys. *Report No. FO, 8504*.
- Davidson, J. G., Dong, H., Linné, M., Andersson, M. H., Piper, A., Prystay, T. S., . . . Cooke, S. J. (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*(1), coz020.
- Davidson, J., Bebak, J., & Mazik, P. (2009). The effects of aquaculture production noise on the growth, condition factor, feed conversion, and survival of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture, 288*(3-4), 337-343.
- de Jong, K., Amorim, M. C. P., Fonseca, P. J., Fox, C. J., & Heubel, K. U. (2018). Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution, 237*, 814-823.
- de Jong, K., Forland, T. N., Amorim, M. C. P., Rieucau, G., Slabbekoorn, H., & Sivle, L. D. (2020). Predicting the effects of anthropogenic noise on fish reproduction. *Reviews in fish biology and fisheries, 1-24*.
- Dietz, R., & Mosbech, A. (1989). *Effekter af seismisk aktivitet i arktiske havområder: et litteraturstudie. Grønlands Miljøundersøgelser*. Retrieved from
- Eaton, R., Lee, R., & Foreman, M. (2001). The Mauthner cell and other identified neurons of the brainstem escape network of fish. *Progress in neurobiology, 63*(4), 467-485.
- Eaton, R. C., Bombardieri, R. A., & Meyer, D. L. (1977). The Mauthner-initiated startle response in teleost fish. *Journal of Experimental Biology, 66*(1), 65-81.
- ENGÅS, A., & LØKKEBORG, S. (2002). Effects of seismic shooting and vessel-generated noise on fish behaviour and catch rates. *Bioacoustics, 12*(2-3), 313-316.
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., & Soldal, A. V. (1996). Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53*(10), 2238-2249.
- Espeland, S. H., Thoresen, A. G., Olsen, E. M., Stige, L. C., Knutsen, H., Gjørseter, J., & Stenseth, N. C. (2010). Diel vertical migration patterns in juvenile cod from the Skagerrak coast. *Marine Ecology Progress Series, 405*, 29-37.
- Fay, R. R. (1992). Structure and function in sound discrimination among vertebrates. In *The evolutionary biology of hearing* (pp. 229-263): Springer.
- Fewtrell, J., & McCauley, R. (2012). Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine pollution bulletin, 64*(5), 984-993.
- Frisk, G. V. (2012). Noiseconomics: The relationship between ambient noise levels in the sea and global economic trends. *Scientific reports, 2*, 437.
- Godø, O. R., & Michalsen, K. (2000). Migratory behaviour of north-east Arctic cod, studied by use of data storage tags. *Fisheries research, 48*(2), 127-140.
- Handegard, N. O., Tronstad, T. V., & 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*(9), 1271-1277.
- Hawkins, A., & Chapman, C. (1975). Masked auditory thresholds in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of comparative physiology, 103*(2), 209-226.
- Higgs, D. M., & Radford, C. A. (2013). The contribution of the lateral line to ‘hearing’ in fish. *Journal of Experimental Biology, 216*(8), 1484-1490.

- Hutchings, J. A., Bishop, T. D., & McGregor-Shaw, C. R. (1999). Spawning behaviour of Atlantic cod, *Gadus morhua*: evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(1), 97-104.
- Hutchings, J. A., & Myers, R. A. (1993). Effect of age on the seasonality of maturation and spawning of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(11), 2468-2474.
- ISO. (2017). ISO 18405:2017 Underwater Acoustic – Terminology (International Organization for Standardization, Geneva 2017). In. Geneva.
- Kjesbu, O. (1989). The spawning activity of cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Fish Biology*, 34(2), 195-206.
- Kjesbu, O. S., Righton, D., Krüger-Johnsen, M., Thorsen, A., Michalsen, K., Fonn, M., & Witthames, P. R. (2010). Thermal dynamics of ovarian maturation in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(4), 605-625.
- Korneliussen, R., Ona, E., Eliassen, I., Heggelund, Y., Patel, R., Godø, O., . . . Bekkvik, T. (2006). *The large scale survey system-LSSS*. Paper presented at the Proceedings of the 29th Scandinavian Symposium on Physical Acoustics, Ustaoset.
- Ladich, F. (2013). Effects of noise on sound detection and acoustic communication in fishes. In *Animal communication and noise* (pp. 65-90): Springer.
- Ladich, F. (2014). Fish bioacoustics. *Current opinion in neurobiology*, 28, 121-127.
- Løkkeborg, S. (2008). *Seismisk skyting påvirker fiskens atferd*. Retrieved from Bergen:
- Løkkeborg, S., Ona, E., Vold, A., & Salthaug, A. (2012). Sounds from seismic air guns: gear- and species-specific effects on catch rates and fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(8), 1278-1291.
- Løkkeborg, S., & Soldal, A. V. (1993). *The influence of seismic exploration with airguns on cod (Gadus morhua) behaviour and catch rates*. Paper presented at the ICES Mar. Sci. Symp.
- McCauley, R. D., Fewtrell, J., & Popper, A. N. (2003). High intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The journal of the acoustical society of America*, 113(1), 638-642.
- Meager, J. J., Fernö, A., & Skjæraasen, J. E. (2018). The behavioural diversity of Atlantic cod: insights into variability within and between individuals. *Reviews in fish biology and fisheries*, 28(1), 153-176.
- Meager, J. J., Skjæraasen, J. E., Fernö, A., Karlsen, Ø., Løkkeborg, S., Michalsen, K., & Utskot, S. O. (2009). Vertical dynamics and reproductive behaviour of farmed and wild Atlantic cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*, 389, 233-243.
- Meager, J. J., Skjæraasen, J. E., Karlsen, Ø., Løkkeborg, S., Mayer, I., Michalsen, K., . . . Fernö, A. (2012). Environmental regulation of individual depth on a cod spawning ground. *Aquatic Biology*, 17(3), 211-221.
- Michalsen, K., Johannesen, E., & Bogstad, B. (2008). Feeding of mature cod (*Gadus morhua*) on the spawning grounds in Lofoten. *ICES Journal of Marine Science*, 65(4), 571-580.
- Myrberg, A. A. (1981). Sound communication and interception in fishes. In *Hearing and sound communication in fishes* (pp. 395-426): Springer.
- Nedelec, S. L., Campbell, J., Radford, A. N., Simpson, S. D., & Merchant, N. D. (2016). Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(7), 836-842.
- Nedelec, S. L., Simpson, S. D., Morley, E. L., Nedelec, B., & Radford, A. N. (2015). Impacts of regular and random noise on the behaviour, growth and development of larval

- Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1817), 20151943.
- Neilson, J., & Perry, R. (1990). Diel vertical migrations of marine fishes: an obligate or facultative process? In *Advances in marine biology* (Vol. 26, pp. 115-168): Elsevier.
- Nieukirk, S. L., Stafford, K. M., Mellinger, D. K., Dziak, R. P., & Fox, C. G. (2004). Low-frequency whale and seismic airgun sounds recorded in the mid-Atlantic Ocean. *The journal of the acoustical society of America*, 115(4), 1832-1843.
- Nilsson, J., Stien, L. H., Fosseidengen, J. E., Olsen, R. E., & Kristiansen, T. S. (2012). From fright to anticipation: reward conditioning versus habituation to a moving dip net in farmed Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Applied animal behaviour science*, 138(1-2), 118-124.
- Nisbet, I. C. (2000). Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds*, 312-332.
- Nordeide, J., & Kjellsby, E. (1999). Sound from spawning cod at their spawning grounds. *ICES Journal of Marine Science*, 56(3), 326-332.
- Nordeide, J. T., & Båmstedt, U. (1998). Coastal cod and north-east Arctic cod-do they mingle at the spawning grounds in Lofoten? *Sarsia*, 83(5), 373-379.
- Nordeide, J. T., & Folstad, I. (2000). Is cod lekking or a promiscuous group spawner? *Fish and Fisheries*, 1(1), 90-93.
- NorskPetroleum. (2019). Seismikk. Retrieved from <https://www.norskpetroleum.no/leting/seismikk/>
- Otterlei, E., Nyhammer, G., Folkvord, A., & Stefansson, S. O. (1999). Temperature-and size-dependent growth of larval and early juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): a comparative study of Norwegian coastal cod and northeast Arctic cod. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(11), 2099-2111.
- Paxton, A. B., Taylor, J. C., Nowacek, D. P., Dale, J., Cole, E., Voss, C. M., & 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., & Malme, C. I. (1992). Effects of sounds from a geophysical survey device on behavior of captive rockfish (*Sebastes* spp.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(7), 1343-1356.
- Platt, C., & Popper, A. N. (1981). Fine structure and function of the ear. In *Hearing and sound communication in fishes* (pp. 3-38): Springer.
- Popper, A. N., & Fay, R. (1997). Evolution of the ear and hearing: issues and questions. *Brain, Behavior and Evolution*, 50(4), 213-221.
- Popper, A. N., & Fay, R. R. (1999). The auditory periphery in fishes. In *Comparative hearing: Fish and amphibians* (pp. 43-100): Springer.
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2018). The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The journal of the acoustical society of America*, 143(1), 470-488.
- Popper, A. N., & Hawkins, A. D. (2019). An overview of fish bioacoustics and the impacts of anthropogenic sounds on fishes. *Journal of Fish Biology*, 94(5), 692-713.
- Popper, A. N., Hawkins, A. D., Fay, R. R., Mann, D. A., Bartol, S., Carlson, T. J., . . . Halvorsen, M. B. (2014). Sound exposure guidelines. In *ASA S3/SC1. 4 TR-2014 Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles: A Technical Report prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and registered with ANSI* (pp. 33-51): Springer.
- Popper, A. N., & Lu, Z. (2000). Structure–function relationships in fish otolith organs. *Fisheries research*, 46(1-3), 15-25.

- Popper, A. N., Smith, M. E., Cott, P. A., Hanna, B. W., MacGillivray, A. O., Austin, M. E., & 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*(6), 3958-3971.
- Putland, R. L., Montgomery, J. C., & Radford, C. A. (2019). Ecology of fish hearing. *Journal of Fish Biology*, *95*(1), 39-52.
- Radford, A. N., Kerridge, E., & Simpson, S. D. (2014). Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? *Behavioral Ecology*, *25*(5), 1022-1030.
- Rankin, C. H., Abrams, T., Barry, R. J., Bhatnagar, S., Clayton, D. F., Colombo, J., . . . Marsland, S. (2009). Habituation revisited: an updated and revised description of the behavioral characteristics of habituation. *Neurobiology of learning and memory*, *92*(2), 135-138.
- Richardson, W., Greene Jr, C., Malme, C., & Thomson, D. (1995). Marine mammals and noise.
- Ringdal, K. (2001). Enhet og mangfold: samfunnsvitenskapelig forskning og kvantitativ metode.
- Rogers, P. H., Hawkins, A. D., Popper, A. N., Fay, R. R., & Gray, M. D. (2016). Parvulescu revisited: small tank acoustics for bioacousticians. In *The effects of noise on aquatic life II* (pp. 933-941): Springer.
- Rowe, S., & Hutchings, J. A. (2004). The function of sound production by Atlantic cod as inferred from patterns of variation in drumming muscle mass. *Canadian Journal of Zoology*, *82*(9), 1391-1398.
- Rowe, S., & Hutchings, J. A. (2006). Sound production by Atlantic cod during spawning. *Transactions of the American Fisheries Society*, *135*(2), 529-538.
- Rowe, S., & Hutchings, J. A. (2008). A link between sound producing musculature and mating success in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, *72*(3), 500-511.
- Sand, O., & Enger, P. S. (1973). Evidence for an auditory function of the swimbladder in the cod. *Journal of Experimental Biology*, *59*(2), 405-414.
- Schreck, C. B., & Tort, L. (2016). The concept of stress in fish. In *Fish physiology* (Vol. 35, pp. 1-34): Elsevier.
- Sierra-Flores, R., Atack, T., Migaud, H., & Davie, A. (2015). Stress response to anthropogenic noise in Atlantic cod *Gadus morhua* L. *Aquacultural engineering*, *67*, 67-76.
- Simmonds, J., & MacLennan, D. N. (2005). *Fisheries acoustics: theory and practice*: John Wiley & Sons.
- Sivle, L. D., Forland, T. N., de Jong, K., Nyqvist, D., Grimsbø, E., & Kutti, T. (2020). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprengninger—Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2020. *Rapport fra havforskningen*.
- Skalski, J. R., Pearson, W. H., & 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.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *49*(7), 1357-1365.
- Skjæraasen, J. E., Meager, J. J., Karlsen, Ø., Hutchings, J. A., & Ferno, A. (2011). Extreme spawning-site fidelity in Atlantic cod. *ICES Journal of Marine Science*, *68*(7), 1472-1477.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., & Popper, A. N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in ecology & evolution*, *25*(7), 419-427.

- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., & 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(2), 143-150.
- Strand, E., & Huse, G. (2007). Vertical migration in adult Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(12), 1747-1760.
- Streever, B., Raborn, S. W., Kim, K. H., Hawkins, A. D., & Popper, A. N. (2016). Changes in fish catch rates in the presence of air gun sounds in Prudhoe Bay, Alaska. *Arctic*, 346-358.
- Thompson, R. F., & Spencer, W. A. (1966). Habituation: a model phenomenon for the study of neuronal substrates of behavior. *Psychological review*, 73(1), 16.
- Thorpe, W. (1963). *Learning and Instinct in Animals.*(Methuen and Co: London.).
- Vasconcelos, R. O., Carriço, R., Ramos, A., Modesto, T., Fonseca, P. J., & Amorim, M. C. P. (2011). Vocal behavior predicts reproductive success in a teleost fish. *Behavioral Ecology*, 23(2), 375-383.
- Wardle, C., Carter, T., Urquhart, G., Johnstone, A., Ziolkowski, A., Hampson, G., & Mackie, D. (2001). Effects of seismic air guns on marine fish. *Continental shelf research*, 21(8-10), 1005-1027.
- Wendelaar Bonga, S. E. (1997). The stress response in fish. *Physiological reviews*, 77(3), 591-625.
- Wilcock, W. S., Stafford, K. M., Andrew, R. K., & Odom, R. I. (2014). Sounds in the ocean at 1–100 Hz. *Annual review of marine science*, 6, 117-140.
- Yin, R. K. (2003). Case study research design and methods third edition. *Applied social research methods series*, 5.

Appendiks 1: Målinger av temperatur, salinitet og oksygenmetning

Date	Time	Treatment	Location	Nr	Depth (m)	Temp (°C)	O2 (mmHg)	Salinity
21.03.2019	16:43	Exposure	outside		1	7.1	101.8	28.50
21.03.2019	16:43	Exposure	eggnet	1		7.5	94.8	31.84
21.03.2019	16:43	Exposure	eggnet	2		7.5	94.2	32.62
21.03.2019	16:43	Exposure	bag	1	1	7.5	91.8	34.65
21.03.2019	16:43	Exposure	bag	1	5	7.6	92.2	34.64
21.03.2019	16:43	Exposure	bag	2	1	7.7	92.9	34.61
21.03.2019	16:43	Exposure	bag	2	5	7.1	92.8	34.60
21.03.2019	16:14	Control	outside		1	6.7	102.4	32.30
21.03.2019	16:14	Control	eggnet	1		7.1	95.6	33.88
21.03.2019	16:14	Control	eggnet	2		7.2	92.7	34.19
21.03.2019	16:14	Control	bag	1	1	7.1	95.8	34.66
21.03.2019	16:14	Control	bag	1	5	7.1	95.3	34.68
21.03.2019	16:14	Control	bag	2	1	7.1	91.3	34.65
21.03.2019	16:14	Control	bag	2	5	7.2	91.3	34.65
24.03.2019	12:00	Exposure	bag	2	1	7.5	94.6	34.25
24.03.2019	12:00	Exposure	bag	2	5	7.3	94.9	34.42
24.03.2019	12:00	Exposure	bag	1	1	7.2	93	34.59
24.03.2019	12:00	Exposure	bag	1	5	7.1	92.7	34.67
24.03.2019	12:30	Control	bag	2	1	6.9	93.3	34.68
24.03.2019	12:30	Control	bag	2	5	6.9	93.4	34.65
24.03.2019	12:30	Control	bag	1	1	7	99	34.64
24.03.2019	12:30	Control	bag	1	5	7	98.8	34.61
28.03.2019	14:30	Control	bag	2	1	7.1	94.8	34.64
28.03.2019	14:30	Control	bag	2	5	7.1	94.8	34.65
28.03.2019	14:30	Control	bag	1	1	7.1	101.6	34.68
28.03.2019	14:30	Control	bag	1	5	7.1	101.6	34.64
28.03.2019	14:30	Control	eggnet	1		7	102.4	34.53
28.03.2019	14:30	Control	eggnet	2		7	96.5	34.06
28.03.2019	14:30	Control	outside		1	6.3	106.5	32.34
28.03.2019	13:15	Exposure	bag	2	1	7.8	96.7	34.77
28.03.2019	13:15	Exposure	bag	2	5	7.6	97.1	34.57
28.03.2019	13:15	Exposure	bag	1	1	7.5	96.7	34.63
28.03.2019	13:15	Exposure	bag	1	5	7.5	95.1	34.63
28.03.2019	13:15	Exposure	eggnet	1		7.5	96.1	32.93
28.03.2019	13:15	Exposure	eggnet	2		7.5	98	32.77
28.03.2019	13:15	Exposure	outside		1	6.4	104.3	32.00
04.04.2019	13:00	Control	bag	1	1	7.4	100.7	34.72
04.04.2019	13:00	Control	bag	1	5	7.2	102.6	34.69
04.04.2019	13:00	Control	bag	2	1	7.1	98	34.72
04.04.2019	13:00	Control	bag	2	5	7	96.8	34.77
04.04.2019	13:00	Control	eggnet	1		7	102.3	34.77
04.04.2019	13:00	Control	eggnet	2		7.1	99.3	34.84

04.04.2019	13:00	Control	outside		1	6.5	97.4	32.56
04.04.2019	12:30	Exposure	bag	1	1	6.7	94.9	34.63
04.04.2019	12:30	Exposure	bag	1	5	7.5	95.1	34.69
04.04.2019	12:30	Exposure	bag	2	1	7.5	97.9	34.80
04.04.2019	12:30	Exposure	bag	2	5	7.4	97.3	34.78
04.04.2019	12:30	Exposure	eggnet	1		7.5	95	34.80
04.04.2019	12:30	Exposure	eggnet	2		7.4	97.1	34.83
04.04.2019	12:30	Exposure	outside		1	6.7	99	31.82

Appendiks 2: Biologisk data (fisk som ble brukt i forsøket)

Nr	Sex	Length	Weight	Treatment	Bag	Capture site
1	M	580	1930	control	2	Bakkasund
2	F	575	2014	control	2	Bakkasund
3	M	590	1940	exposure	2	Bakkasund
4	F	680	3114	exposure	2	Bakkasund
5	M	750	4310	control	1	Storebø
6	F	620	2122	exposure	1	Storebø
7	M	525	1462	exposure	1	Storebø
8	F	670	3628	control	1	Storebø
9	M	570	1864	control	2	Bakkasund
10	F	615	2186	control	2	Bakkasund
11	M	650	2484	exposure	2	Bakkasund
12	F	500	1184	exposure	2	Bakkasund
13	M	605	1920	control	1	Storebø
14	F	755	4688	exposure	1	Storebø
15	M	760	4200	exposure	1	Storebø
16	F	795	4580	control	1	Storebø
17	M	610	2072	exposure	2	Bakkasund
18	F	490	1138	exposure	2	Bakkasund
19	M	525	1602	control	2	Bakkasund
20	F	495	1198	control	2	Bakkasund
21	M	600	3182	exposure	1	Storebø
22	F	875	4478	control	1	Storebø
23	M	520	1842	control	1	Storebø
24	F	540	7660	exposure	1	Storebø
25	M	520	1586	exposure	2	Storebø
26	F	540	1656	exposure	2	Storebø
27	M	555	1810	control	2	Bakkasund
28	F	545	1704	control	2	Bakkasund
29	M	520	1544	control	1	Bakkasund
30	F	475	1232	control	1	Storebø
31	M	620	2222	exposure	1	Storebø
32	F	680	3686	exposure	1	Storebø

33	M	540	1608	exposure	2	Bakkasund
34	F	560	1816	control	2	Bakkasund
35	M	525	1420	control	2	Bakkasund
36	F	580	2096	exposure	2	Bakkasund
37	M	675	2936	control	1	Storebø
38	F	600	2408	control	1	Storebø
39	M	500	1194	exposure	1	Storebø
40	F	505	1476	exposure	1	Storebø
41	M	655	2712	control	2	Storebø
42	F	465	966	control	2	Bakkasund
43	M	555	1590	exposure	2	Bakkasund
44	F	495	1322	exposure	2	Bakkasund
45	M	540	1554	exposure	1	Storebø
46	F	760	4390	exposure	1	Storebø
47	M	600	2354	control	1	Storebø
48	F	715	3992	control	1	Storebø
49	M	615	2402	control	2	Bakkasund
50	F	690	2416	control	2	Bakkasund
51	M	560	1616	exposure	2	Bakkasund
52	F	590	1840	exposure	2	Bakkasund
54	F	855	5520	exposure	1	Storebø
56	F	585	2188	control	1	Storebø
58	F	495	1088	exposure	2	Bakkasund
60	F	625	2202	control	2	Bakkasund
62	F	580	1660	control	1	Storebø
64	F	535	1624	exposure	1	Storebø
66	F	535	1530	control	2	Bakkasund
68	F	440	928	exposure	2	Bakkasund
70	F	795	5222	control	1	Storebø
72	F	800	5274	exposure	1	Storebø
74	F	605	1606	exposure	2	Storebø
76	F	640	2910	control	2	Bakkasund
