

Ljud från pålning av vindkraftfundament – påverkan på fiskbeteende

MATHIAS H. ANDERSSON OCH PETER SIGRAY

RAPPORT 6437 • JULI 2011



Ljud från pålning av vindkraftfundament – påverkan på fiskbeteende

Mathias H. Andersson och Peter Sigray, Stockholms universitet och
Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 10 99

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6437-2

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2011

Tryck: CM Gruppen AB, Bromma 2011

Samtliga foton: Mathias H. Andersson



Förord

Behovet av kunskap om hur vindkraft påverkar människor och landskap, marin miljö, fåglar, fladdermöss och andra däggdjur är stort. I tidigare studier av vindkraftsanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av de samlade effekterna. Det har varit en brist vid planeringen av nya vindkraftsetableringar.

Kunskapsprogrammet Vindval är ett samarbetsprogram mellan Energimyndigheten och Naturvårdsverket med uppgiften att ta fram och sprida vetenskapligt baserade fakta om vindkraftens effekter på människa, natur och miljö. Vindvals mandat sträcker sig fram till 2012. Programmet omfattar omkring 30 enskilda projekt och fyra så kallade syntesarbeten. I syntesarbetena sammanställer och bedömer experter de samlade forskningsresultaten och erfarenheterna av vindkraftens effekter inom fyra olika områden - människor, fåglar och fladdermöss, marint liv och landlevande däggdjur. Resultaten från Vindvals forskningsprojekt och syntesarbeten ska ge underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och planerings- och tillståndsprocesser i samband med etablering av vindkraftsanläggningar. För att säkra hög kvalitet på redovisade rapporter ställer Vindval stora krav vid granskning av och beslut om forskningsansökningar, och för att godkänna rapportering och publicering av forskningsprojektens resultat.

Den här rapporten är en fri översättning av rapporten *Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish* (2010) av Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T. & Thomsen, F. Översättare är Mathias H. Andersson och Peter Sigray, Stockholms universitet och Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI.

Vindval i juli 2011

Innehåll

SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
1. BAKGRUND	11
1.1 Projektets mål	12
1.2. Projektets deltagare	12
2. EXPERIMENTDESIGN OCH UTFÖRANDE	14
2.1 Plats för experimentet	14
2.2 Akustisk försöksupställning	15
2.3 Övervakning av fisk	17
2.4 Försöksdesign och återspelning av pålningsljud	17
2.5 Fiskarter i projektet	19
2.6 Analyskriterier för beteendereaktioner	20
2.6.1 Spatial fördelning (visuellt utvärderat)	20
2.6.2 Simhastighet och exponeringsgrupper	21
2.6.3 Individuell simhastighet	21
2.6.4 Förändrad simriktning (initial reaktion på ljud)	21
3. RESULTAT	22
3.1 Akustik	22
3.1.1 Bakgrundsljud vid experimentplatsen	22
3.1.2 Ljudutbredning	22
3.2 Beteendereaktioner hos fisk	24
3.2.1 Noterade beteendereaktioner	24
3.2.1 Simhastighet	26
3.2.2 "Frysreaktion" hos torsk	27
3.2.3 Individuella reaktioner hos fiskar	27
3.2.4 Förändrad simriktning	28
3.2.5 Tillvänjningseffekt (<i>eng.</i> habituering)	29
3.2.6 Tröskelvärden för beteendereaktioner	29
4. DISKUSSION	31
4.1 Utvärdering av experimentdesignen	31
4.2 Den akustiska ljudmiljön	32
4.3 Studien i relation till andra studier	33
4.4 Slutsatser för rådgivning och miljömål	35
5. TACK	38
6. REFERENSER	39

Sammanfattning

Studier av effekter av konstruktionsljud från havsbaserade vindkraft på fisk har helt nyligen aktualiserats av forskare, myndigheter och av industrin. När ett fundament pålas ner i botten genererar väldigt höga ljudnivåer som potentiellt kan hindra fisk från att nå lekområden, hitta föda eller partners. Detta kan på lång sikt påverka reproduktion och andra biologiskt viktiga parametrar. Dessutom kan fisk reagera med ett undvikande beteende från viktiga fiskeområden vilket leder till minskad fångst om den akutiska störningen blir för stor. Men hur fisk reagerar på pålningsljud och vid vilka ljudnivåer en beteendereaktion kan uppstå är i stort sätt okänt i dagsläget.

Denna studie beskriver ett experiment där inspelat pålningsljud återspelades med hjälp av en stor undervattenshögtalare för torsk (*Gadus morhua*) och plattfiskan sjötunga (*Solea solea*) hållna i två stora nätburar med en diameter på 40 m. Fiskarnas rörelse registrerades med ett telemetrisystem varefter deras beteendemönster analyserades. Ljudnivåer av både ljudtryck och partikelrörelse mättes under experimentet som utfördes i en bukt i västra Skottland med låg nivå av bakgrundsbrus.

Av studiens resultat framgår att båda arterna visade tydliga beteendereaktioner på ljudet, redan vid relativ låga ljudnivåer (sjötunga: 144–156 dB re $1 \mu\text{Pa}$ _(toppvärde); torsk: 140–161 dB re $1 \mu\text{Pa}$ _(toppvärde); partikelrörelse mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ och $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ _(toppvärde)). Sjötunga reagerade med en signifikant ökad simhastighet under perioden då de utsattes för ljudet jämfört men de tysta perioderna innan och efter ljudexponering. Torsk reagerade på liknade sätt men resultaten var inte signifikanta eftersom reaktionerna varierade stort mellan de olika individerna. Torsk reagerade även med att ”stelna till” (*eng.* freezing response) när ljudbilden förändrades. Det fanns indikationer på att en del individer av båda arterna simmade bort från högtalaren när ljudet sattes på. Resultaten visar även en viss reduktion i reaktioner efter upprepade exponeringar, dock ej signifikant. Generellt sett varierade beteendereaktionerna på ljuduppspelningarna hos olika individer av samma art.

Detta är den första studien som visar en tydlig beteendereaktion hos fisk som utsätts för uppspelning av pålningsljud av hög intensitet. Resultaten visar att beteendereaktioner kan uppstå inom ett intervall av olika nivåer av ljudtryck och partikelrörelser och inte vid ett specifikt tröskelvärde. Detta betyder att dessa reaktioner kan uppstå inom en relativ stor omkrets vid en pålningsaktivitet. Varför fiskar reagerar och vad det har för betydelse på längre sikt måste undersökas ytterligare även om delar av resultaten i denna studie kan påvisa en eventuell tillvänjning till ljuduppspelningarna.

Resultaten från denna studie kan användas vid planering av och under byggnationen av havsbaserad vindkraft för att minska miljöpåverkan. Vi föreslår även att våra gränsvärden för beteendereaktioner beaktas i bedömningarna av effekter av havsbaserad vindkraft. Ytterligare förebyggande åtgärder bör diskuteras för att minska utsläpp av akustisk energi i vattenmassan och på så sätt minska påverkan på fisk.

I framtiden bör fler studier undersöka hur fisk reagerar på ljud vid kritiska tidpunkter (t.ex. parning och lek) och om effekterna av pålning kan påverka fiskarnas akustiska kommunikation. Man bör även studera om fisk kan vänja sig vid ljud och vad detta har för betydelse på lång sikt för att kunna förutse och minska eventuella skadliga effekterna av pålningsljud på fisk.

Summary

Studies on the effects of noise generated during construction of offshore wind farms on fish have recently come into the focus of scientists, regulators and stakeholders. When a foundation is piled into the seabed a very high sound levels is generate that could potentially prevent fish from reaching spawning areas, finding food or locating mates. This may have in the long term an effect on reproduction and other biologically important parameters. In addition, the fish might react with avoidance behaviour, leading to reduced catches for the commercial fishery. However, how the fish reacts to the pile-driving sound and at what noise levels a behavioural response can occur, is largely unknown so far.

This study describes an experiment in which recorded pile driving noise was played to cod and sole, kept in two large (40 m diameter) net cages. The fish's motions were recorded and analyzed using an acoustic tracking system. Received sound levels of both sound pressure and particle motion were measured during the experiment, which was conducted in a quiet bay in western Scotland.

The results of this study show that both species showed clear behavioural responses to the induced sound, even at relatively low sound levels (sole: 144–156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{Peak})}$; cod: 140–161 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{Peak})}$; particle motion between $6,5 \cdot 10^{-3}$ and $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{Peak})}$). Sole reacted with a significantly increased swimming speed during the playback period compared with the periods without noise. Cod responded in a similar way but the results were not significant caused by high variation in individual responses. Cod reacted with a significant freezing response when the sound was switch on and off. Both species showed a tendency to swim away from the speaker when noise was turned on. The results also show some reduction in response after repeated exposures, however, not significant. High variability was noticed in responses across individuals and within the two species.

This is the first study to demonstrate a behavioural response in fish exposed to playback of high intensity pile-driving sounds. The results show that behavioural responses could occur within a interval of intensities sound pressure and particle motion, not a specific threshold value. This means that the noticed reactions could occur within a relatively large zone around a pile-driving activity. Nevertheless, why they react and what the significance is of these reactions are needs to be investigated even though some of the results from this study indicate a possible habituation to the sound.

The results from this study can be used in planning the phase and during construction of offshore wind farms to reduce an environmental impact. We further suggest that our limits (in terms of sound pressure) on behavioural responses should be considered in the assessments of the effects of offshore wind farms. Additional preventive measures should be discussed for a reduction in acoustic energy that is released into the water column and thereby reduce the impact on fish.

In future, studies on how fish react to sound during critical times (e.g. mating and spawning) and the possible effects of pile driving on acoustic communication in fish needs to be performed. A possible habituation to the sounds needs to be studied order to anticipate and mitigate possible negative effects of pile-driving sound on fish.

1. Bakgrund

Effekten av människans påverkan på det marina livet i form av undervattensljud har blivit en viktig miljöfråga inte minst aktualiserad i samband med descriptor 11 i EU:s Marina direktiv (Tasker et al. 2010). Det finns stora kunskapsluckor om hur vårt undervattensljud påverkar fisk. Jämfört med luft är ljudhastigheten i vatten 4,5 gånger högre och absorptionen av energi är lägre. Många marina organismer är mycket väl anpassade till att både producera och ta emot ljud, bland annat för att lokalisera partners, söka efter byte, undvika rovfiskar och andra faror samt för kommunikation och navigering (Tyack & Clark, 2000; Janik, 2009; Popper & Hastings, 2009a). Ljud som genereras av mänskliga aktiviteter såsom olika havsbaserade konstruktioner, sjöfart, militära övningar och seismiska undersökningar kan potentiellt störa det marina djurlivet, vilket kan leda till en rad effekter alltifrån subtila beteendeförändringar till död beroende på egenskaperna (frekvens och intensitet) hos det mottagna ljudet (OSPAR, 2009).

En verksamhet som fått stor uppmärksamhet från forskare, tillsynsmyndigheter och berörda parter är konstruktionen av havsbaserade vindkraftsparker. I Europa planeras vindkraftsparker i stor skala och frågan om deras påverkan på miljön är därför en angelägenhet för lagstiftarna, projektörerna och allmänheten. Under byggnadsskedet är det framför allt pålningen av fundamenten som genererar höga ljudnivåer, över 250 dB re 1 $\mu\text{Pa}_{(\text{topp till topp})}$ på ett avstånd av en meter (OSPAR, 2009). Kunskapen om det finns någon negativ påverkan på fisk från denna typ av aktivitet är mycket låg (Thomsen et al., 2006; OSPAR, 2009; Popper & Hastings, 2009a). De fåtal studier som genomförts tyder på att höga nivåer av pålningsljud kan både skada och döda fisk som finns i närheten av byggnationsplatsen. Tillfälliga hörsselförluster, så kallad TTS (Temporary threshold shift) kan uppstå vid något lägre ljudnivåer även om fiskarna simmar iväg från ljudkällan (OSPAR, 2009; Popper & Hastings, 2009a; Thomsen & Judd, *under tryckning*). Denna rapport tar dock inte upp hur fiskarnas hörselsystem fungerar i detalj då ämnet är väl beskrivet i andra Vindvalrapporter, se t.ex. Sigray et al. (2009) och Andersson et al. (2011).

De ekologiska konsekvenserna av beteendemässiga förändringar på grund av höga nivåer av pålningsljud kan potentiellt vara mycket stort. Studier har visat tydliga beteendereaktioner hos fisk vid exponering av en mängd olika ljud, också vid relativt låga ljudtrycksnivåer (Hastings & Popper, 2005; Thomsen et al., 2006; Popper & Hastings, 2009b). Thomsen et al. (2006) och Thomsen & Judd (*under tryckning*) har uppskattat att torsk (*Gadus morhua*) och sill (*Clupea harengus*) kan uppfatta pålningsljud på ett avstånd av minst 80 km från ljudkällan. Arter med en sämre ljudkänslighet som lax (*Salmo salar*) och plattfisen sandskädda (*Limanda limanda*) kan även förnimma pålningsljud på stora avstånd på grund av ljudkällans höga ljudintensitet. Thomsen et al. (2006) visade vidare att pålningsljud inom fiskens hörbarhetszon kan ge upphov till beteendereaktioner som potentiellt kan hindra fisk

från att nå lekplatser, hitta mat eller störa fiskarnas egen kommunikation. Detta kan på lång sikt påverka fortplantningen och överlevnaden hos bl.a. arter som är under nationellt eller internationellt skydd eller av kommersiellt intresse, som t.ex. sjötunga (*Solea solea*), torsk och sill. Emellertid är antalet fiskar som riskerar att påverkas av denna typ av störning långt färre än det antal som fiskas upp inom det kommersiella fisket. I de fall fisk reagerar med undvikande kan effekten bli att fisk försvinner från potentiella fiskeområden vilket kan resultera i minskade fångster. Detta har visat sig vara fallet med torsk vid seismiska undersökningar (Engås et al. 1996). Studier av effekterna av pålningsljud på beteendet hos fisk är i dagsläget begränsade till två studier (Nedwell et al. 2003; Abbot et al. 2005), båda med otydliga resultat på grund av osäker försöksdesign och svårtolkad analys (för en kritisk granskning se Popper & Hastings, 2009a). Denna osäkerhet har påverkat miljöbedömningarna av havsbaserade vindkraftsparker och i viss utsträckning påverkat vindkraftsetableringar.

1.1 Projektets mål

Målet med detta projekt var att göra ett kontrollerat experiment i en naturlig miljö, för att studera effekterna av pålningsljud på torsk (*Gadus morhua*) och plattfiskan sjötunga (*Solea solea*). Studien syftar även till att tydliggöra de olika typer av reaktioner som fiskarna kan uppvisa när de utsätts för pålningsljud samt hur länge en reaktion varar. Resultaten från studien bör kunna användas av vindkraftskonstruktörer och andra intressenter vid byggnation av vindkraftsparker för att förhindra eller minska påverkan på fisk.

1.2. Projektets deltagare

Detta projekt är ett samarbete mellan Sverige (Stockholms universitet och Totalförsvarets forskningsinstitut, FOI) och Storbritannien (Cefas - Centre for Environment, Fisheries & Aquaculture Science, Cranfield University och Cornwall College). Deltagandet från Storbritannien finansierades av Cowrie (Collaborative Offshore Wind Research Into the Environment), Storbritanniens motsvarighet till det svenska programmet Vindval. En utförlig rapport på engelska är utgiven av Cowrie, se länk nedan. Den här rapporten är en fri svensk översättning som sammanfattar den publicerade engelska rapporten. Originalen som innehåller en utförlig beskrivning av både experimentdesign och resultat finns att ladda ner från Cowries hemsida: (http://www.offshorewindfarms.co.uk/Assets/COWRIE%20FISH%2006-08_Technical%20report_Cefas_31-03-10.pdf)

Komplett referens till den engelska projektrapporten är:

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P.K., Gill, A.B., Andersson, M.H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D.T. & Thomsen, F. (2010) Effects of Pile-driving Noise on the Behaviour of Marine Fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31st March 2010.

Följande personer har medverkat i projektet:

Frank Thomsen, Cefas - Projektledare

Christina Mueller, Cefas

Peter K. McGregor, Cornwall College

Andrew B. Gill, Cranfield University

Mathias H. Andersson, Stockholms universitet

Julian Metcalf, Cefas

Victoria Bendall, Cefas

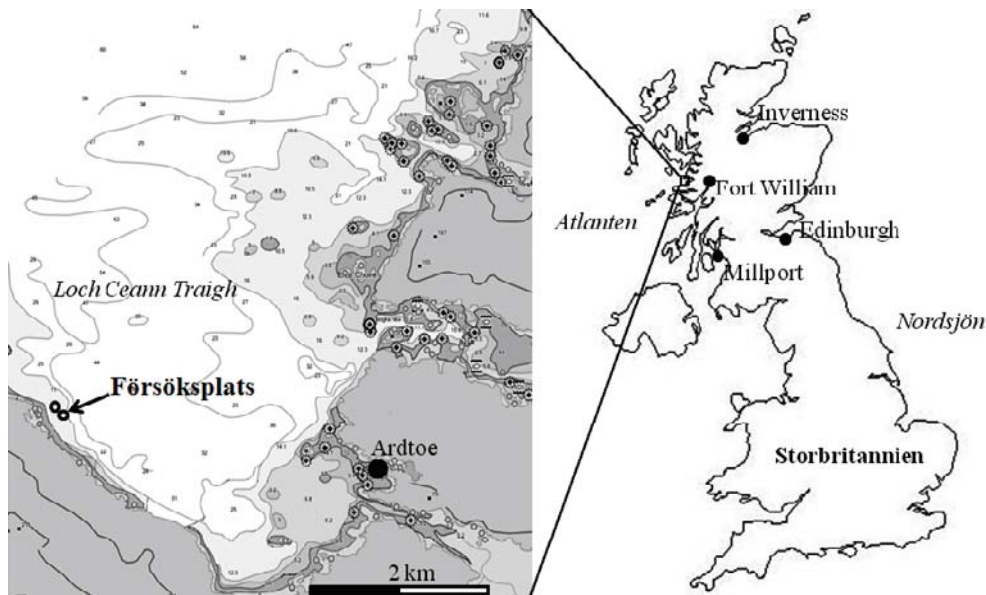
Peter Sigray, Stockholms universitet och Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI)

Daniel Wood, Cefas.

2. Experimentdesign och utförande

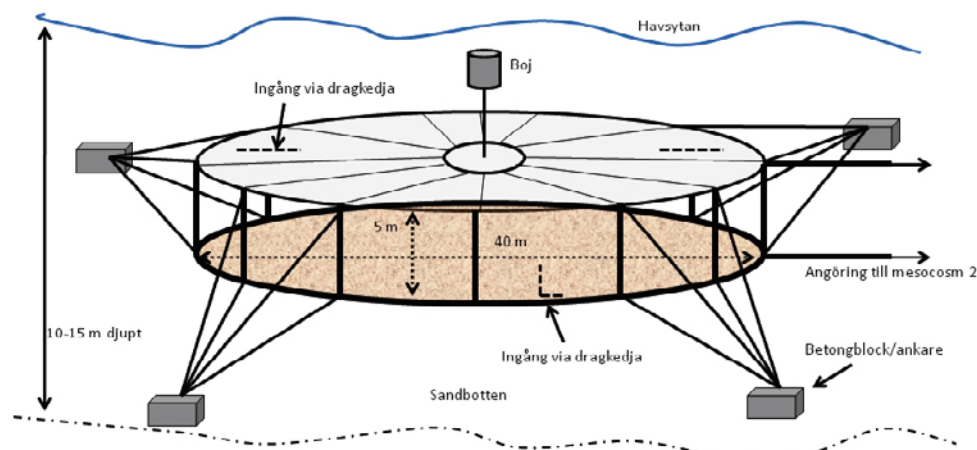
2.1 Plats för experimentet

Som bas för projektets fält del valdes Viking Fish Farm Ltd (Ardtoe Marine Laboratory) som ligger i byn Ardtoe i västra Skottland (Figur 1). Här fanns faciliteter för logistik samt laboratorium för fiskmärkning och stora saltvattentankar där projektets fisk förvarades innan experimentet startades. Projektets fältarbete pågick under fyra månader från juni till september 2009. Som plats för experimentet valdes en vik (Loch Ceann Traigh) 3 km väster om Ardtoe, i vilken inverkan på fisk av icke naturligt undervattensljud bedömdes som låg (Figur 1).



Figur 1. Översiktsskarta över Storbritannien med en del av västra Skottlands kust i förstoring. Byn Ardtoe och platsen för experimentet är markerat i förstoringen där burarna var placerade på ett djup av 10-15 m på en svagt lutande sandbotten.

I ett tidigare projekt, finansierat av Cowrie (se Gill et al. 2009), byggdes två 40 m stora cirkulära burar (mesocosms) på ett djup av 10-15 m på en svagt lutande sandbotten vid försöksplatsen, se Figur 2. Burarna var öppna ner till för att ge naturlig kontakt med sandbotten och var förankrade med åtta betongblock och bottenringar tillverkade av betongfyllda plaströr. Burnätet var tillverkat av nylon med en maskstorlek på 25 mm. I varje nät fanns fyra dragkedjor för att släppa in och ta ut fiskarna ur burarna. Vid försöksplatsen var tidvattenskillnaden 3-5 m. Dessa omständigheter medförde att burarna var utsatta för varierande strömhastighet (max 17 cm/s och medel 3,1 cm/s) medan salthalt (34 PSU) och vattentemperaturen (13°C) var relativt konstanta under försökstiden.



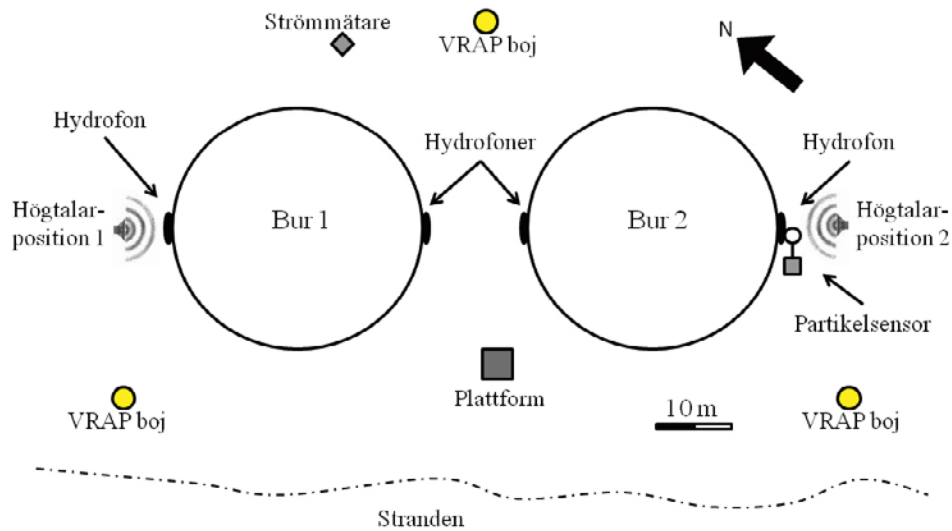
Figur 2. Principskiss av en av de två burarna som användes i studien. Figuren är omgjord efter Muller-Blenkle et al. 2010.

2.2 Akustisk försöksuppställning

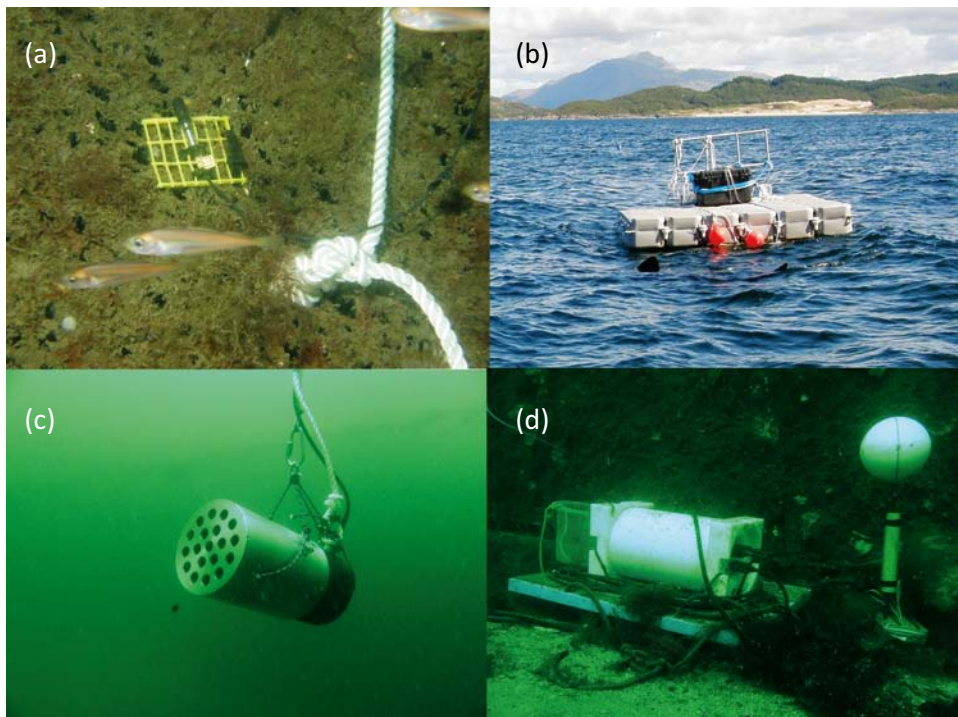
Ljudenergi fortplantar sig genom vattnet som partikelrörelser och dessa rörelser skapar långsgående tryckförändringar där mediet komprimeras och dekomprimeras och därmed uppstår tryckfluktuationer. Ljudutbredningen i vatten sker med avsevärt mindre utbredningsförluster och med högre hastighet än i luft. Det är flera grundläggande skillnader mellan tryck och rörelse. Till exempel innehåller partikelaccelerationen information om ljudvågens riktning. Dessutom är utbredningsförlusterna olika för tryck och acceleration i närheten av en ljudkälla. För att mäta den akustiska ljudmiljön i burarna registrerades både ljudtryck och partikelacceleration under experimenten (partikelacceleration registrerades endast under den första experimentomgången med torsk). På grund av burarnas storlek blev det relativt stor skillnad på ljudnivån jämfört med den utsända ljudnivån på olika platser inuti de två burarna. Fyra hydrofoner (av märket Reson, frekvens intervall 1 Hz–170 kHz) installerades på utsidan av burarna, 2,5 m över botten (se Figur 3 och 4a). Hydrofonkablarna drogs till en flytande plattform placerad på ytan mellan burarna där en vattentät låda med förstärkare, datainsamlingssystem och batteri förvarades (Figur 3 och 4b). Partikelsensorn (känslig inom frekvensintervall 0,1-300 Hz) placerades så att sfären, innehållande accelerometrar, svävade ungefär en meter över botten (Figur 3 och 4c). Datainsamlingssystem samt kraftmatning till partikelsensorn placerades i en liten båt. För en detaljerad beskrivning av försöksuppställning och den akustiska utrustningen, se Sigray et al. 2009 och Mueller-Blenkle et al. 2010.

En kraftig undervattenshögtalare av modell J11 användes vid försöken (Figur 4d). Denna högtalare är specificerad för att generera ljud upp till 10 kHz, vilket täcker det område som krävs för att återge pålningsljudet. För att driva högtalaren och spela upp ljudfilerna var en förstärkare, batterier och en laptop kopplade till högtalaren. Detta förvarades i en vattentät låda i en båt. En vinsch i aktern på båten användes för att fira den 60 kg tunga högtalaren upp och

ner till försöksdjupet som var 2,5 m över botten. Under experimenten uppmättes ett maximalt ljudtryck på 170 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde) på ett avstånd av en meter från högtalaren. Högtalarens position alternerades på de två olika sidorna av burarna för att undvika möjlig påverkan av att ljudet enbart kom från en sida (Figur 3).



Figur 3. Principskiss ovanifrån av den akustiska försöksupställningen med burarna, hydrofoner, partikelsensor, mottagarhydrofoner (VRAP) och högtalarpositioner utmärkta. Figuren är omgjord efter Muller-Blenkle et al. 2010.



Figur 4. Bilder på (a) en av de hydrofoner som var fäst på burnätet, (b) plattform med inspelningsutrustning samt filter, (c) J11 högtalare samt (d) partikelsensor som används under experimentet. Foto: Mathias H. Andersson.

2.3 Övervakning av fisk

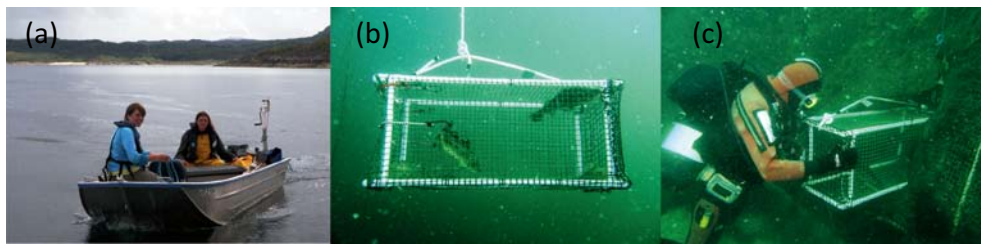
All fisk i experimenten utrustades med en akustisk sändare (av märket Vemco V9). Torsk sövdes i ett vattenkar, sändarna opererades in i bukhålan och fiskarna fick en färgad markering fäst bakom ryggsfenan för identifiering. Sjötunga sövdes på samma sätt men fick den akustiska sändaren fäst utanpå ryggen med ståltråd och en färgad Petersen disk. För utförlig beskrivning av märkningen av fisk se Mueller-Blenkle *et al.*, 2010.

Varje sändare avger en ton på en specifik frekvens (mellan 63-84 kHz). Dessa ljud har en frekvens som inte är hörbar för fisken. För att registrera fiskarnas positioner placerades tre mottagarhydrofoner (av märket VRAP – Vemco Radio Acoustic Positioning) i hörnen av en triangel (med sidlängden 100-120 m) som täckte området kring de två burarna (Figur 3), varefter en triangulering av varje fisks position kunde göras. Det blev därmed möjligt att följa varje fisks individuella rörelsemönster. Mottagarhydrofonerna fästes ca en meter över botten och de mottagna signalerna skickades med en kabel upp till en boj på ytan och sändes vidare via radiolänk till fältstationen i Ardtoe för datalagring. Då mottagarhydrofonerna ”lyssnar” på en sändare åt gången programmerades de till att söka efter varje enskild fisk i 22-90 sekunder innan systemet växlade till nästa fisk. Detta förfarande medförde att fiskens storskaliga rörelsemönster registrerades, däremot var det inte möjligt att fånga eventuella kortvariga flyktbeteendena (*eng.* startle respons).

2.4 Försöksdesign och återspelning av pålningsljud

Åtta fiskar transporterades varannan dag med båt till försöksplatsen och fyra släpptes in i vardera buren dagen innan varje försök med hjälp av dykare och specialbyggda transportburar (Figur 5). Detta gjorde att fiskarna fick vänja sig vid burarna och dess omgivning i 24 timmar innan försöksstarten dagen därpå. De två cirkulära burar var separerade med ett avstånd på 15 m för att skapa en tydlig ljudintensitetsgradient och under varje försöksdag spelades pålningsljudet upp på alternerande sidor av burarna. Detta förfarande gav upphov till en ljudgradient som i den närmsta buren resulterade i en högre ljudnivå och en skarpare ljudtrycks- och partikelaccelerationsgradient än vad som blev fallet för buren längst bort, se vidare kapitel 3.1.

Under varje försöksdag gjordes sex uppspelningar för vilka högtalarplatserna alternerades mellan de två positionerna och beteendet för fyra fiskar (två i varje bur) registrerades. Vilka fiskar som registrerades ändrades vid sidbyte av högtalaren. Varje försök pågick i 30 minuter och inleddes med 10 minuters tystnad följt av 10 minuter pålningsljud och avslutades med 10 minuters tystnad. Detta förfarande gav möjlighet till en jämförelse av fiskarnas beteende ”innan”, ”under” och ”efter” den akustiska exponeringen för att senare i analysen relatera fiskarnas simhastighet, riktning och position i burarna till ljudet. Tre relativa ljudtrycksnivåer (0 dB, -6 dB, -12 dB) användes för att efterlikna



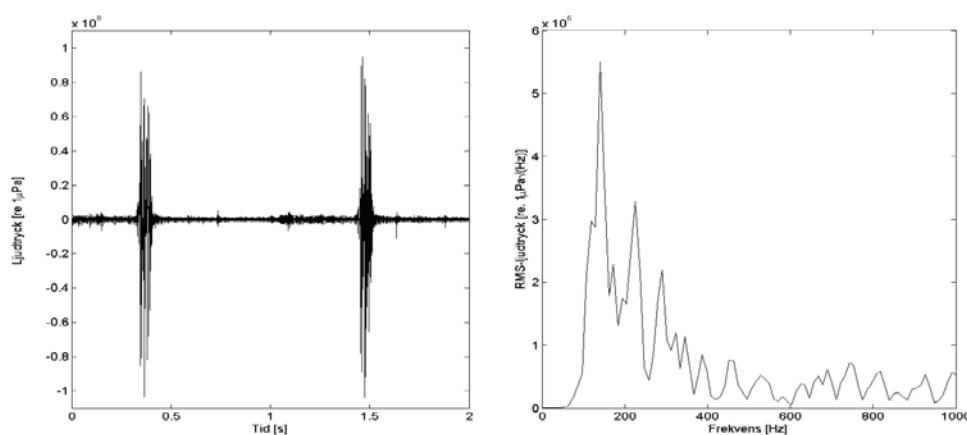
Figur 5. Transport av fisk från förvaringstankarna till experimentplatsen skedde med båt (a) och i specialbyggda burar (b). Dykare simmade sedan ner med den lilla buren och släppte in fiskarna via dragkedjor på sidan av burnäten (c). Foto: Mathias H. Andersson.

pålningsarbete utförda på olika avstånd. Den planerade experimentdesignen bestod av fyra försöksdagar (sex exponeringar varje dag) inom en period av åtta dagar. Då ingen fisk plockades ut ur burarna under de dagar som experimentet pågick gjordes även registreringar av fiskar som utsatts för ett flertal exponeringar. Detta förfarande användes för att undersöka om en eventuell beteendeförändring skedde över tiden, så kallad tillvänjning (*eng.* habituation). Efter förlust av en grupp torsk (problem med en förvaringstank) samt dåligt väder, begränsades antalet exponeringar under några försöksdagar. För att kompensera för detta bortfall upprepades ett torskexperiment och antalet försöksdagar för sjötunga utökades med en dag. Totalt användes 30 torskar och 20 sjötunga i sammanlagt tre experimentomgångar (med ordningen torsk, sjötunga, torsk), se vidare kapitel 2.6.

De ljudfiler som användes innehållande pålningsljudet kom från Institute for Applied and Technical Physics (ITAP) i Oldenburg, Tyskland. Den högkvalitativa 50 minuter långa inspelningen var inspelad på ett avstånd av 400 m från en pålningsaktivitet, i vilken en påle med en diameter på 1,5 m slogs ner i en sandbotten på 30 m djup vid den tyska försöksplattformen Fino 1 i Nordsjön. Denna ljudfil delades upp i ett antal 10 minuters segment, vilka användes i slumpvis ordning vid olika återspelningar. De 10 minuterarna med pålningsljud innehöll ca 520 pålningspulser vardera. Med detta förfarande undveks problemet med pseudoreplikering (McGregor, 2007), dvs. att beteende kopplas till specifika egenskaper i ljudfilen snarare än den generella karaktären hos ljudet. Under försöken uppmättes ett medelljudtryck på mellan 133 till 156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ i burarna och partikelacceleration på mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ till $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$. Denna nivå av ljudtryck registreras normalt på ett långt avstånd (upp till många 10-tals km) från ett pålningsarbete. För partikelacceleration var det inte möjligt att relatera uppmätta nivåer till ett specifikt avstånd eftersom inga mätningar av partikelacceleration har gjorts i samband med pålningsarbeten

Pålningsljud kan förenklat beskrivas som en dämpad svängning som pågår under ett tidsspänn kortare än 0,1 sekunder och som upprepas varje sekund (Figur 6a). Pulsens energi återfinns mellan 170-1100 Hz (Figur 6b). (Mätningar av ljudtryck och partikelacceleration under vattnet bekräftade att signalens bandbredd låg i huvudsak i intervallet 150-350 Hz,

översättarnas anmärkning.) Torsk är känslig för ljud mellan 20-400 Hz och sjötunga 2-200 Hz. Värt att notera är att pulserna från en pålningsaktivitet ändrar form som en funktion av avstånd. Pålningsljudet i denna studie spelades in på 400 m avstånd, men spelas upp med nivåer som skulle inträffa på flera kilometers avstånd från källan där ljudet förmodligen har en annan form (till exempel längre tid).



Figur 6. Visualisering av uppmätt pålningsljud av hydrofonen närmast (5 m) högtalaren under ett experiment. Pålningsljud kan beskrivas som (a) en plötslig ökning av amplituden följt av en dämpad svängning som varar i 0,1 s och (b) energin återfinns mellan 100-1000 Hz. Samplingsfrekvensen var 44,1 kHz, spektra beräknades på 0,1 s täckande merparten av en puls med hjälp av ett Hann fönster över frekvensintervallet 0,1 till 22 kHz.

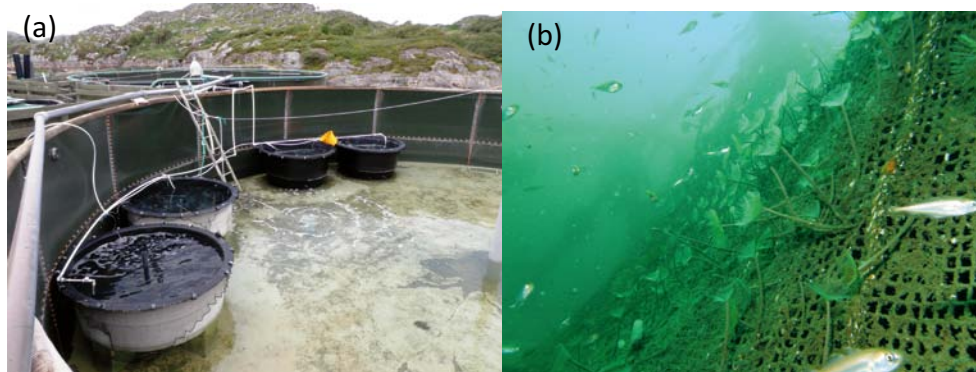
2.5 Fiskarter i projektet

I den första experimentomgången användes odlad torsk (*Gadus morhua*) från Ardtoe Wiking Fish Farm och i den andra sjötunga (*Solea solea*). Den senare arten var vildfångad med trål av lokala fiskare, 65 km nordväst från Ardtoe. I den tredje omgången var det tänkt att vildfångad torsk från Millport, Isle of Cumbrea, sydvästra Skottland skulle användas (Figur 1). Denna strategi var tänkt att ge en möjlighet att testa experimentdesignen på vildfångad fisk. Den första gruppen torsk som användes var från samma årsklass och hade växt upp i en liknande akustisk miljö. Dessutom hade de inte transporterats någon nämnvärd sträcka. Det visade sig senare att det inte fanns tillräckligt många torskar i rätt storlek från Millport, vilket resulterade i att den tredje gruppen fisk kom att bestå av ytterligare en omgång av den odlade torsken från Ardtoe. I analysen utnyttjades den tredje gruppen för att ge en ökad statistisk styrka vid bedömningen av beteendereaktionen hos torsk.

Den odlade torsken kläcktes i maj 2007 och förvarades i en meter stora fiberglastankar under ett år var efter fiskarna flyttades till en fem meter bred fiberglastank. Inför experimentet flyttades de efter märkningen till en meter stora tankar inuti en större tio meters tank där sjötungan förvarades (Figur 7). Tungorna transporterades direkt efter fångst till den stora tio meters tanken m h a lastbil. Efter märkning förvarades de i de mindre en meters tankarna.

Alla tankar hade luftningssystem och syrehalten i vattnet övervakades noga. Torskarna hade en standardlängd på 31-47 cm och tungorna 24-40 cm. De odlade torskarna matades varannan dag med pellets och de vildfångade sjötungorna matades varannan dag med färskt blåmusselkött och maskar.

För att karakterisera den akustiska miljön i förvaringstankarna gjordes ljudmätningar i samtliga tankar. Data presenteras som frekvensintegrerade (10 Hz till 22 kHz) RMS-värden (root mean square) värden, se förklaring nedan. Resultatet visade att torskarna under sin levnadstid i Ardtoe hade exponerats för ett ljudtryck mellan 117-124 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ och för partikelacceleration mellan $1-3 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{RMS})}$. Sjötungorna i sin tur hade exponerats under sin tid i fångenskap för ljudnivåer på mellan 118-123 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ och $1 \cdot 10^{-4}$ till $3 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}^2_{(\text{RMS})}$. Dessa värden är något högre än de bakgrundsnivåer som uppmättes i havet vid experimentplasten men betydligt lägre än vad fiskarna exponerades för under själva uppspelningen av pålningsljudet.



Figur 7. Förvaringstankar (a) den större 10 m tanken där tungorna förvarades samt de mindre 1 m tankarna där de märkta fiskarna förvarades innan de placerades i burarna i havet. (b) En sida på en av burarna i vattnet med rörmask växande på nätet. Foto: Mathias H. Andersson.

2.6 Analyskriterier för beteendereaktioner

2.6.1 Spatial fördelning (visuellt utvärderat)

Positioneringsdata registrerades under de 30 minuter som varje exponering varade (10 minuter tystnad, 10 minuter pålningsljud och 10 minuter tystnad). Data analyserades visuellt och delades in i tre typer av beteendereaktioner: Stationär – fiskar som inte simmade mer än 5 m under den 30 minuter långa exponeringen.

Kontinuerlig rörelse – fisk som simmade kontinuerligt under uppspelningen av pålningsljud.

Rumslig reaktion – fisk som visade en uppenbar förändring i beteende när ljudet sattes på eller stängdes av.

2.6.2 Simhastighet och exponeringsgrupper

För att kunna jämföra hur fisk reagerar på en upprepad akustisk exponering delades fiskarna in i grupper baserade på antalet exponeringar de utsatts för. I den första gruppen återfanns sjötunga som exponerats en gång, i grupp två, fiskar som exponerats 2 till 5 gånger och i den tredje gruppen fisk som exponerats 27 till 28 gånger. För torsk hade den första gruppen exponerats en gång, den andra gruppen 3 till 5 gånger och den tredje gruppen 14 till 19 gånger. Data delades sedan in i två undergrupper beroende på vilken bur som fisken befunnit sig vid exponeringen, dvs. närmsta eller bortre, räknat från den aktuella högtalarpositionen. Inom dessa undergrupper beräknades sedan medelvärdet på simhastighet för de tre olika 10 minuters perioder ”innan”, ”under” och ”efter” ljudexponeringen.

Ytterligare analys gjordes av initial reaktion för ljudexponeringen där skillnaden i simhastighet under första tysta sekvensen jämfördes med det första värdet i ljudsekvensen. På liknande sätt beräknades skillnaden i simhastighet mellan sista värdet under ljudsekvensen och första värdet i den sista tysta sekvensen. Dessa övergångsvärden av simhastigheten jämfördes med medelvärden innan och under ljudexponering för att fastställa om en förändring av simhastighet som följd av ljudexponeringen kunde noteras. Ovan beskrivna statistiska beräkningar gjordes i SPSS 12.0.1. för Windows.

2.6.3 Individuell simhastighet

Simhastigheten hos varje enskild fisk beräknades för de tre tidsperioderna inom varje uppspelning (innan, under och efter ljudexponeringen). Som en reaktion räknades en dubblering eller halvering av simhastighet inom en viss period.

2.6.4 Förändrad simriktning (initial reaktion på ljud)

För att bedöma om fiskarna ändrade riktning när de exponerades för ljud beräknas simriktningen under de två sista positioneringarna i den första tysta perioden och jämfördes med riktningen för de två första värdena i ljudsekvensen. Detta gjordes separat för de två burarna. Oriana statistical software package (Kovach Computing Service) användes i vilken en cirkulär statistisk modell beräknades (Batschelet, 1981).

3. Resultat

3.1 Akustik

3.1.1 Bakgrundsljud vid experimentplatsen

Bakgrundsljudet i havet vid burarna mättes med de två hydrofonerna som placerats mellan burarna (Figur 3). Då varje exponering bestod av totalt 20 minuter utan ljud spelades med automatik stora mängder bakgrundsljud in under olika väderförhållanden. Data presenteras som frekvensintegrerade (10 Hz till 22 kHz) RMS-värden (root mean square) där frekvenserna under 10 Hz är bortfiltrerade på grund av att små rörelser i hydrofonerna skapade störningar i form av ljud som inte kom från högtalaren. Data utvärderades för olika vindhastigheter och våghöjder för att relatera bakgrundsljudets intensitet med väderförhållanden. Som förväntat ökade bakgrundsljudet med ökande vindhastighet och våghöjd. Denna höjning var delvis relaterad till ljud orsakat av burarna och dess angöring mot botten. Vid lugnt väder (svag vind och 0,05 m våghöjd) beräknades bakgrundsljudet till 110 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$. Nivån ökade till 116 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$ under måttlig vind och en våghöjd på 0,05-0,4 m. Under frisk vind och en våghöjd på 0,5-0,6 m med synliga vita kammar uppmättes bakgrundsljudet till 119 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{RMS})}$.

Sensorn för partikelacceleration var på plats under det första torskeexperimentet och var placerade rakt under en hydrofon, fem meter från högtalarposition 2. Medelnivån av bakgrundsljudet i form av partikelacceleration på platsen var $8.6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}^2_{(\text{RMS})}$ (SD $7 \cdot 10^{-5}$) i frekvensintervallet 10 - 300 Hz. Någon indelning i olika väderförhållande gjordes inte på grund av att antalet mätningar var för få för att göra en statistisk analys. Det kan dock noteras att en klar ökning av energin i frekvensintervallet 10-70 Hz uppmättes vid högre vågor men denna ökning antas inte påverka fiskarnas reaktion till pålningsljudet då huvuddelen av pålningsljudets energi ligger över 100 Hz, jämför kapitel 2.5.

3.1.2 Ljudutbredning

Ljudmiljön under vattnet är platspecifik och bör beräknas utefter direkta mätningar då faktorer som vattendjup, botten typ och densitet påverkar utbredningen. Vid experimentplatsen varierade vattendjupet mellan 10-15 m pga. tidvattnet och botten substratet var av sand. För grunda vatten (<30 m) antas cylindrisk ljudutbredning gälla. Denna situation ger en minskning av ljudets intensitet med $10 \cdot \log$ (avståndet). Denna uppskattning kan jämföras med sfärisk spridning på djupt vatten som ger $20 \cdot \log$ (avståndet).

I detta projekt bestämdes ljudtryckets utbredning med hjälp av de fyra hydrofonerna (vilka omfattade en sträcka av 100 m) som satt monterade på burarna. En effekt av att burarna stod på en lätt sluttande botten var att ljudspridningen blev olika beroende på vilken sida högtalaren placerades. När ljudet spelades upp från den djupaste sidan (högtalarposition 1) bestämdes

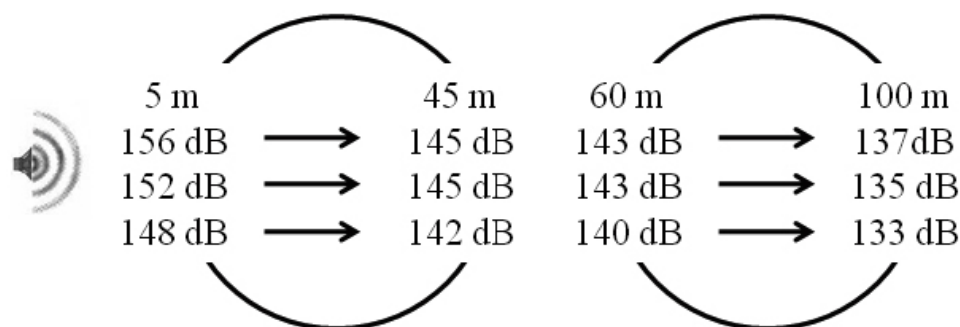
ljudutbredningen till 10·log (avståndet), vilket stämmer med cylindrisk spridning, däremot bestämdes den till mellan 11-13·log (avståndet) från högtalarposition 2.

Då endast en partikelsensor fanns att tillgå, gjordes mätningar på olika avstånd (6, 10, 15, 20, 25, 30, 60 och 110 m) från högtalarposition 2, under det att samma ljudfil spelades upp. Resultatet visade att ljudutbredningen för partikelacceleration följer det logaritmiska förhållande 13·log (avståndet).

3.1.4 Ljud under experimentet

I den ursprungliga experimentdesignen var det tänkt att spela upp tre olika ljudtrycksnivåer (0 dB, -6 dB, -12 dB) vid varje högtalarposition. På grund av tidvattnet som förändrade vattendjupet uppstod ljudtrycksnivåer i vattnet som inte var korrelerade med de återspelade ljudnivåerna. Mätningarna visade att variationen av ljudnivå inom en uppspelningsnivå var större än mellan de tre olika nivåerna (Figur 8). Denna variation registrerades även med sensorn för partikelacceleration. På grund av detta förhållande användes inte de tre olika ljudnivåerna vid analyserna av fiskbeteendets utan alla försök analyserades utifrån de faktiska ljudnivåerna.

För att beskriva ljudtrycket användes de uppmätta ljudnivåer vid 5, 45, 60 och 100 m avstånd från högtalaren oavsett högtalarposition. Resultatet visar att ljudtrycket är högre i den närmsta buren jämfört med den bortre (Figur 8). En statistisk analys bekräftade att ljudtrycksskillnaden (både maximal och minimal ljudtrycksnivå) var signifikant högre i den närmsta buren jämfört med den bortre buren. Detta resultat visar att experimentet efterliknar pålning vid två olika avstånd och det kan förväntas att olika beteenden uppkommer i de olika burarna.



Figur 8. Ljudtrycket vid respektive hydrofon när högtalaren är placerad på vänster sida. Värden är medelvärden i dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$. Figuren är omgjord efter Muller-Blenkle et al. 2010.

Partikelacceleration uppmättes endast under det första torskeexperimentet. Mätningarna visade inte någon statistisk skillnad mellan de tre uppspelade ljudnivåerna (0 dB, -6 dB, -12 dB). För att bestämma partikelaccelerationsnivåer som fiskarna utsattes för under experimentet, beräknades medelvärde i frekvensintervall 10-300 Hz till $2,9 \cdot 10^{-2} \text{ m/s}^2$ (toppvärde), SD $9 \cdot 10^{-3}$, för alla uppspelningar. Varje sekvens innehöll ca 520 pulser. Nivåerna omvandlades till akustisk källstyrka given vid en meters avstånd från högtalarna, genom att utnyttja det uppmätta avståndsberoendet (se ovan). Därefter beräknades partikelaccelerationen för varje bur baserat på avstånd till ljudkällan. Resultatet visade att fisk i den närmaste buren utsätts för nivåer på mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ och $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde), och i den bortre buren var nivån $6,6 \cdot 10^{-4}$ till $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde). Tydligt är att fiskarna i den närmaste buren upplever en starkare gradient än fiskar i den bortre och beror på den exponentiella avklingningen av partikelacceleration som en funktion av avståndet. Värt att notera är att ljuduppspelningarna ligger över bakgrundsbruset i båda burarna. Vår slutsats är att även om mätningar av partikelacceleration bara utfördes under det första torskeexperimentet så är de data som presenterats representativ för de två följande experimenten med sjötunga och torsk. Detta då de hydrologiska förhållandena inte nämnvärt förändrar nivåerna i respektive bur under försöks tiden utöver beskrivna variationerna.

Man skall dock vara medveten om att det är svårt att jämföra pulsljud som består av en transientlik puls med mycket energi under kort tid med bakgrundsbruset som är ett bredbandigt kontinuerligt alstrat ljud. För en mera detaljerad beskrivning av ljudanalyserna i projektet, se Mueller-Blenkle *et al.*, 2010.

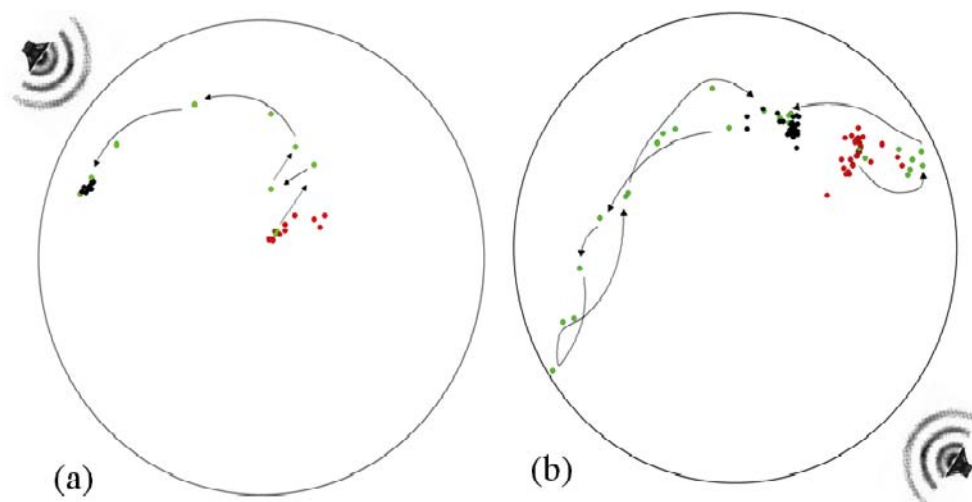
3.2 Beteendereaktioner hos fisk

Under perioden juli till september 2009 utfördes totalt 62 exponeringar av 50 fiskar i burarna utanför Ardtoe. Totalt registrerades 4114 positioner för de 30 torskarna (2091 punkter) och 20 tungorna (2023 punkter) av VRAP-systemet. Detta kapitel sammanställer de resultat som presenterades i den utförligare engelska versionen. För mer detaljerad statistiska analyser se Mueller-Blenkle *et al.*, 2010.

3.2.1 Noterade beteendereaktioner

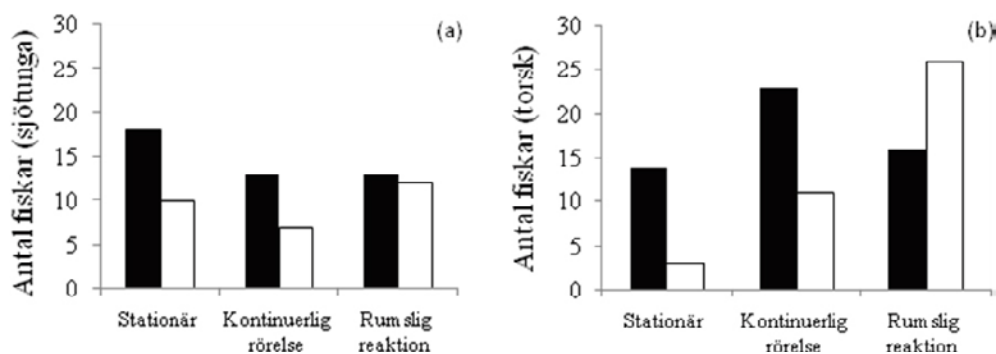
Enligt beskrivningen i kapitel 2.7 analyserades varje fisks rörelsemönster under 30 minuter och delades in i tre grupper: stationär, kontinuerlig rörelse och rumslig respons. Två exempel på en tydlig rumslig respons från en torsk och en sjötunga visas i figur 9. Innan ljudet sattes på visade båda individerna ett begränsat rörelsemönster i burarna (röda punkter). I och med att pålning ljudet sattes på (gröna punkter) ökades simhastigheten varpå fiskarna ökade sin rumsliga fördelning. När ljudet stängdes av (svarta punkter) minskades simhastigheten och fiskarna blev återigen relativt stationära. Exemplet med sjötunga utfördes när vattendjupet var 13 m, vinden var svag till måttlig

och våghöjden var 0,05-0,1m. Ljudtrycksnivån i buren var 146-152 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde), och partikelacceleration $6,5 \times 10^{-3}$ - $8,6 \times 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde). Vid försöket med torsk var vattendjupet 11 m, vinden var svag, våghöjden var 0.1 m och ett lätt regn föll. Uppmätt ljudtryck var 133-143 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde) och partikelaccelerationen $6,6 \times 10^{-4} - 4,1 \times 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde).



Figur 9. Två exempel med positionsdata från VRAP-systemet där positioneringspunkterna visas för sjötunga (a) och torsk (b) i respektive bur (stora svarta cirklarna). Högtalarsymbolen visar varifrån ljudet kom under den aktuella exponeringen. Röda prickar visar positionen hos fisken de första 10 minuterna när det var tyst, gröna 10 minuter med ljud och de svarta punkterna de sista tysta 10 minuterna. Pilarna visar fiskens simriktning. Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

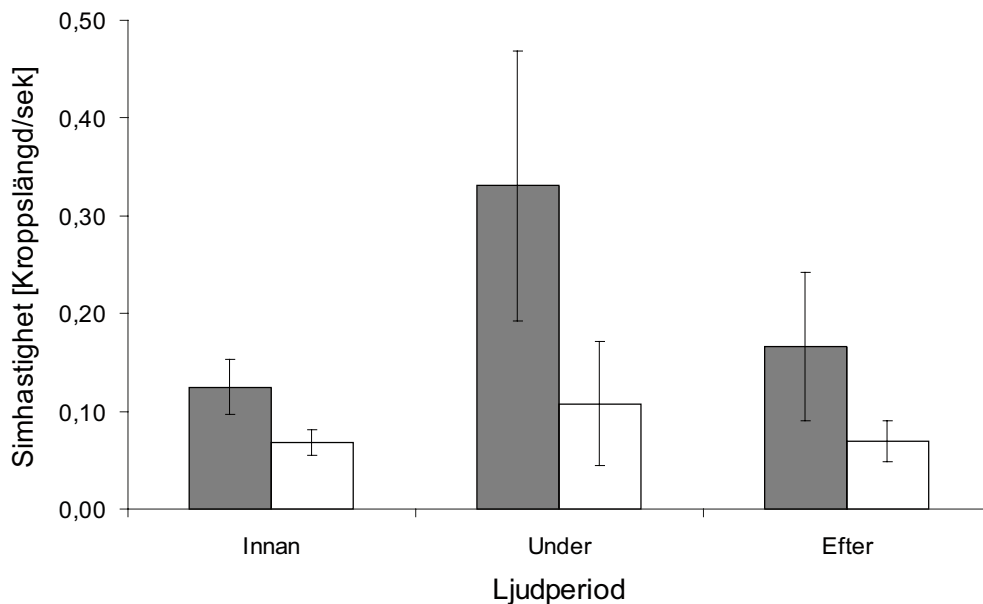
Totalt visade 45 % av alla torskarna och 32 % av sjötungorna en kontinuerlig rörelse eller en rumslig reaktion på pålningsljudet (Figur 10). Värt att notera var att fler fiskar uppvisade ett stationärt beteende i buren närmast högtalaren, där de upplevde den högst ljudnivån.



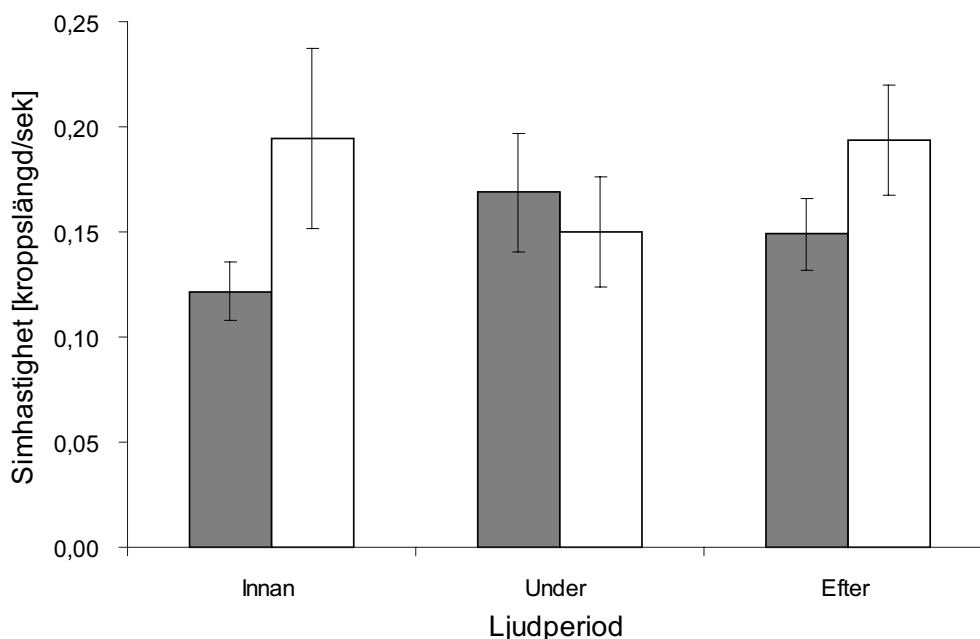
Figur 10. Fördelning av alla registrerade beteendereaktioner som gjordes under experimentet för (a) sjötunga och (b) torsk och uppdelade på den närmsta (svart), respektive den bortre buren (vit) relativ högtalarpositionen. Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

3.2.1 Simhastighet

När fiskarna exponerades för det inspelade pålningsljudet tenderade de att öka sin simhastighet jämfört med perioden precis innan ljudet sattes på. På samma sätt minskade de simhastigheten när ljudet stängdes av. Medelvärden av simhastigheten för de tre definierade exponeringsgrupperna (se kapitel 2.7.2) beräknades och jämfördes under de tre tidsperioderna inom en kontinuerlig uppspelning ("innan", "under" och "efter" ljudexponering). För sjötunga som exponerades för ljud 2 till 5 gånger uppvisade gruppen en signifikant ökning i simhastigheten men endast i buren närmast högtalaren (Figur 11). För de andra två grupperna samt i den bortre buren för ovan beskrivna grupp, var inte den observerade ökningen statistiskt säkerställd. Torsk uppvisade samma mönster som sjötunga med en ökning av medelsimhastigheten i den närmsta buren för de fiskar som exponerats 3 till 5 gånger (Figur 12) men inte i den bortre buren och för övriga exponeringsgrupper.



Figur 11. Medelsimhastighet (\pm SE) för sjötunga (2-5 exponeringar) i de två burarna. Buren närmast högtalaren (grå) och den bortre (vit) under de olika ljud de olika perioderna med ljud, "innan" pålningsljudet sattes på, "under" uppspelningen och "efter" ljudexponeringen. Under ljudexponeringen utsattes fiskarna för en ljudtrycksnivå på mellan 144 till 156 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde) och partikelacceleration på mellan 6.5×10^{-3} till $8.6 \times 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde). Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.



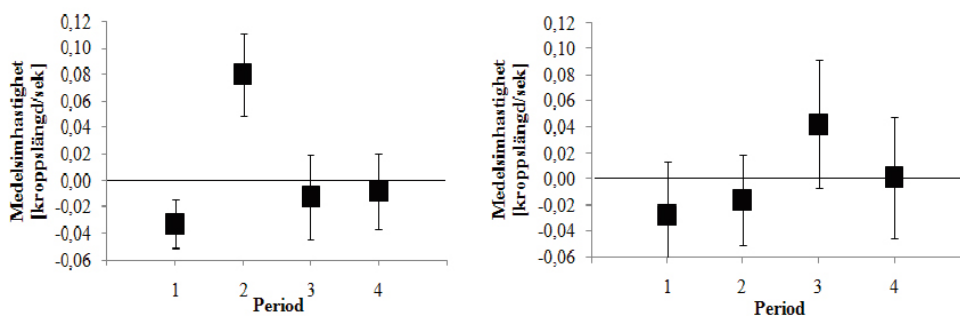
Figur 12. Medelsimhastighet (\pm SE) för torsk (3-5 exponeringar) i de två burarna. Buren närmast högtalaren (grå) och den bortre (vit) under de olika ljudperioderna med ljud, "innan" pålning ljudet sattes på, "under" uppspelningen och "efter" ljudexponeringen. Under ljudexponeringen utsattes fiskarna för en ljudtrycksnivå på mellan 140 till 161 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde) och partikelacceleration på mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ till $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde). Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

3.2.2 "Frysreaktion" hos torsk

I en utökad analys undersöktes torskarnas simhastighet i det ögonblick innan och efter ljudet sattes på perioderna emellan. Ett statistiskt säkerställt mönster noterades i buren närmast högtalaren med högst ljudnivå där torsken "stelnade till" när ljudbilden förändrades (Figur 13). I fortsättningen kallar vi detta fenomen "frysrespons" (eng. freezing response). I den närmsta buren minskade simhastigheten markant vid påslaget ljud (Figur 13a). Därefter ökade hastigheten för att minska igen när ljudet stängdes av efter 10 minuter. Under de sista tysta 10 minuterna var simhastigheten konstant. Torsk i den bortre buren visade inte samma beteendeförändring som i den närmsta utan snarare en ökad simhastighet när ljudet stängdes av men detta var inte statistiskt säkerställt. Ljudtrycket i den närmsta buren var mellan 140 till 161 dB re $1\mu\text{P}$ (toppvärde) och partikelacceleration mellan $6,5 \cdot 10^{-3}$ till $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde). I den bortre buren var ljudtrycket 133 till 146 dB re $1\mu\text{Pa}$ (toppvärde) och partikelacceleration $6,6 \cdot 10^{-4}$ till $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ (toppvärde).

3.2.3 Individuella reaktioner hos fiskar

Eftersom fiskarna uppvisade individuella beteendereaktioner under experimentet (förändrad simhastighet och frysrespons), analyserades dessa ingående under de tre tidsperioderna av exponering. En reaktion definierades som en fördubbling eller halvering av simhastigheten inom dessa tidsperioder.



Figur 13. Skillnad i simhastighet för torsk i den närmsta (a) respektive den bortre (b) buren vid olika tidpunkter då ljudbilden ändras. **1** skillnad i simhastighet under de tysta 10 minuterarna innan ljudet sätts på jämfört med perioden precis efter att ljudet satts på, **2** skillnaden mellan perioden precis efter att ljudet satts på och under de 10 min långa ljudexponering, **3** skillnaden under de 10 min långa ljudexponering och perioden efter att ljudet, **4** skillnaden mellan perioden efter att ljudet stängdes av och de efterföljande tysta 10 minuterarna. Se text för aktuella ljudnivåer. Figurerna är omgjorda efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

Totalt observerades en fördubbling av hastigheten under ljudexponering hos 24 % av fiskarna medan 13 % ökade simhastigheten när ljudet stängdes av. Hos 11 % av fiskarna reducerades simhastigheten kraftigt när ljudet sattes på. Detta beteende tolkades som en frysrespons.

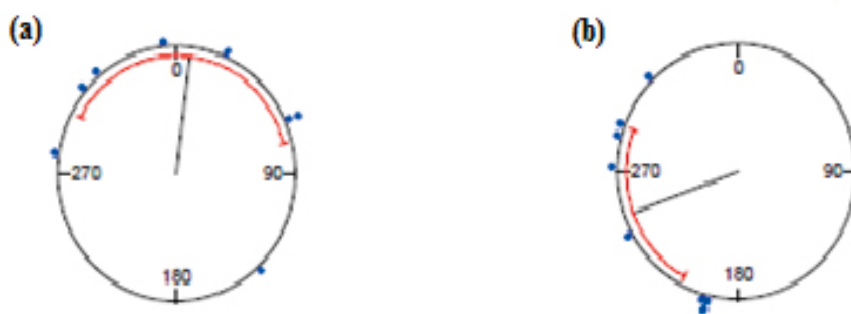
För sjötunga observerades frysrespons oftast i den närmaste buren (sex av åtta observationer). Totalt ändrade 48 % av sjötungorna sitt simbeteende när den tysta perioden jämfördes med den med ljud. Individuella reaktioner observerades för ljudtryck mellan 138 till 156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ (partikelacceleration $6,5 \cdot 10^{-3}$ till $4,1 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$). Reaktioner noterades även i den bortre buren.

Hos torsk dubblades 24 % simhastigheten och 15 % minskade hastigheten under den 10 minuter långa ljudexponering (detta tolkas som en frysningrespons). Nio procent ökade simhastigheten när ljudet var avstängt. Totalt reagerade 48 % av torskarna på det uppspelade ljudet med att drastiskt förändra sitt simbeteende.

3.2.4 Förändrad simriktning

Medelvärdet på fiskarnas simriktning jämfördes med innan ljudet sattes på med första mätpunkten med ljud påslaget. Analysen visar att sjötungor som upplevde ljudet för första gången ändrade riktning i den närmsta buren från $6,9^\circ$ till 250° då högtalaren sattes på (högtalare vid 0°) (Figur 14). För de fiskar som utsattes för flertalet exponeringar (2-5 gånger) förändrades inte riktningen i den närmsta buren när ljudet sattes på och tre individer inom den sista exponeringsgruppen (27-28 gånger) simmade till och med mot högtalaren.

Torsk visade även de en förändrad simriktning när de första gången utsattes för ljudet med tre av fem torsk som simmade ifrån ljudkällan (Figur 15). En reaktion med ändrad simriktning noterades för de torsk som upplevt ljudet 3-6 gånger då de ändrade sin riktning från 5° till 131° . Ingen direkt förändring syntes hos de torsk som exponerats flest gånger.



Figur 14. Förändring i simriktning hos sjötunga (8 individer) som först upplever ljudet för första gången innan (a) och under (b) ljudexponering. Blå punkter visar varje fisk, svart streck medelriktning och den röda bågen visar standardavvikelsen. Högtalaren befann sig vid 0°, ljudtrycket var mellan 144 och 156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$, partikelaccelerations toppvärde var $6,5 \cdot 10^{-3}$ to $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$. Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.



Figur 15. Förändring i simriktning hos torsk (5 individer) som upplever ljudet för första gången innan (a) och under (b) ljudexponering. Blå punkter visar varje fisk, svart streck medelriktning och den röda bågen visar standardavvikelsen. Högtalaren befann sig vid 0°. Ljudtrycket var mellan 146 och 155 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ och partikelaccelerations toppvärde var $6,5 \cdot 10^{-3}$ to $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$. Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

3.2.5 Tillvänjningseffekt (eng. habituering)

I de analyser där medelvärden användes för att bestämma simhastigheten noterades en tydlig reaktion för den andra exponeringsgruppen (sjötunga 2-5 exponeringar, torsk 3-6 exponeringar) jämfört med dem som exponerats flest gånger. I den individuella utvärderingen noterades ingen tillvänjning till ljudet med ökande antal exponeringar. Förändring i simriktning för fisk som utsatts en gång för ljudexponering observerades i huvudsak i den närmsta buren medan det noterade flyktbeteendet avtog till viss del i de två andra exponeringsgrupperna. Vissa fiskar simmade till och med mot högtalaren.

3.2.6 Tröskelvärden för beteendereaktioner

Resultaten från denna studie visar att de ljudnivåer av inspelat pålningss ljud som genererades med hjälp av en högtalare var tillräckligt höga för att framkalla en beteendereaktion hos både torsk och sjötunga. Statistisk säkerställda reaktioner när det gäller simhastighet och riktning noterades då sjötunga exponerades för ett ljudtryck i intervallet 144 till 156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ och för partikelacceleration $6,5 \cdot 10^{-3}$ till $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$. Värt att notera är

att partikelacceleration är den främsta stimulus för plattfisk. Torsk reagerade på liknade sätt vid ett ljudtryck i intervallet 140 till 161 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ (partikelaccelerations toppvärde var $8,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}^2$ till $6,5 \cdot 10^{-3}$). Ett antal fiskar reagerade även på lägre nivåer, vilket indikerar att ett generellt tröskelvärde för beteendereaktioner för dessa arter kan vara lägre.

4. Diskussion

Denna studie tillför ny information om fiskars reaktion på antropogent ljud, i detta fall pålningsljud. Både torsk och sjötunga visade tydliga och i vissa fall signifikanta beteendereaktioner när de exponerades för ljud i en miljö som på många sätt liknar deras naturliga. Reaktioner var tydligast i buren närmast högtalaren där den högsta ljudnivån återfanns, men reaktioner noterades även i den bortre buren vid ett antal tillfällen. Nästan hälften av alla torskar och en tredjedel av sjötungorna uppvisade en rumsrig respons när de exponerades för ljudet; 48 % av alla fiskar antingen halverade eller dubblade simhastigheten under den 10 minuter långa perioden som ljudexponeringen varade. Totalt visade sjötunga en signifikant ökning av simhastigheten och data för torsk stödjer detta resultat även om det inte var signifikant över hela försökstiden.

Översiktligt kan tre huvudsakliga beteendereaktioner hos fisk noteras: simhastigheten minskade i det ögonblick som ljudet sattes på den genomsnittliga simhastigheten ökade under den 10 minuter långa ljudexponering.

Simhastigheten ökade när ljudet stängdes av och detta beteende var korrelerat till en frysrespons under ljudexponeringen

Vidare påvisades en viss förändrad simriktning bort från ljudkällan hos båda arterna när de exponerades för pålningsljudet för första gången. Statistiskt säkerhetsställda reaktioner förekom då ljudtrycket uppmättes till 140-161 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ för torsk och till 144-156 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$ för sjötunga. Nivån av partikelaccelerationen i burarna under dessa tillfällen beräknades till mellan $8,62 \cdot 10^{-4}$ och $6,51 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}^2_{(\text{toppvärde})}$ i båda fallen.

4.1 Utvärdering av experimentdesignen

Ett viktigt delresultat från studien var att ljudnivåerna i de två 40 meter stora burarna skiljde sig åt. Detta faktum medförde att fiskarna exponerades för varierande nivåer av både ljudtryck och partikelacceleration. Nivån för ljudtrycket motsvarar ett avstånd på flera kilometer från ett pålningsarbete. Att även partikelacceleration registrerades under experimentet är något som inte har gjorts i tidigare försök och detta gjorde det möjligt att utvärdera reaktioner för de fiskar som inte hör ljudtryck (Popper et al. 2003), i detta fall plattfisken sjötunga. Dock skall det noteras att även torsk är känslig för partikelacceleration.

Projektet strävade efter att efterlikna fiskarnas naturliga miljö i ett kustnära ekosystem vad gäller bottenförhållande och hydrografiska förutsättningar. Underhåll och rengöring av burarna och förankringarna samt installation av plattform, hydrofoner, VRAP-systemet och partikelsensorn skapade vissa förutsättningar i projektet. Främst var det rengöringen av burarnas nät från fastsittande organismer som drog ut på tiden. Dock visade de akustiska mätningarna att de alger och andra djur som fanns kvar på näten inte påverkade ljudets

spridning då den uppmätta ljudutbredningen stämde väl med vad som kan förväntas i ett grunt område (Urlick 1983). Även vädret på den skotska västkusten bidrog till en viss förlängning av fältperioden.

Den sofistikerade försöksdesignen med flertalet fiskgrupper som placerades i burarna och exponerades en gång för ljudet gjorde det möjligt att undersöka beteendereaktionen hos fiskar som aldrig tidigare upplevt liknande ljud men även att studera en eventuell tillvänjning över tiden. Dock fanns en begränsning i mottagarhydrofonerna (VRAP-systemet) som gjorde att det var nödvändigt att följa ett strikt tidsschema. Återigen spelade vädret en avgörande roll genom att påverka antalet uppspelningar som genomfördes. En ny generation akustiska sändare kan göra det möjligt att ha en mer flexibel design och på så sätt öka både antalet datapunkter och tidsseriernas längd. En avvikelse från den ursprungliga planen var att det inte gick att få tag i vildfångad torsk i lämplig storlek under projektiden. Men det fanns det flera fördelar med den odlade torsken från Ardtoe då dessa hade ett känt ursprung och en känd akustisk historia. Tack vare akustiska mätningar i fiskarnas förvaringstankar kunde vi konstatera att den ljudmiljö som de odlade torskarna växt upp och där de vildfångade tungorna förvarades inte var speciellt höga eller onaturliga. Därför kan det antas att fisken inte var mindre känslig för ljud än normalt som ett resultat av deras akustiska historik. De påvisade beteenderekursionerna hos den odlade torsken kan därför antas gälla för vild torsk. De vildfångade plattfiskarna visade en tydlig reaktion och detta är en fiskart som anses ha en låg känslighet för ljud. Därför finns det anledning att anta att vildfångad torsk skulle ha visat en än starkare reaktion än den odlade. Vi som genomfört denna studie rekommenderar därför att vildfångad torsk används vid ytterligare försök.

4.2 Den akustiska ljudmiljön

En viktig faktor för framgången i detta projekt var att vi kunde uppnå en skillnad i ljudnivå inom varje bur och mellan de båda burarna. Skillnaden i medelvärde på den maximala uppmätta ljudnivån i de två burarna var 11 dB. Med tanke på att en ökning av 6 dB är lika med en dubblering av ljudenergin medför en skillnaden på 11 dB att fiskarna i den närmsta buren, sett från ljudkällan, exponerades för nästan fyra gånger högre ljudenergi (jmf 12 dB). Ljudintensiteten motsvarar en relativt låg ljudnivå som uppkommer på ett långt avstånd (flertalet kilometer) från ett verkligt pålningsarbete (Thomsen et al. 2006; OSPAR 2009). Skillnaden i ljudstyrka som försöksdesignen gav upphov till ska ses som en fördel eftersom fisken kan förflytta sig genom ljudgradienten samtidigt som beteendereaktionen kan relateras till det aktuella ljudintervallet. Den ljudnivå som detta experiment har simulerat är även relevant för fisk på populationsnivå eftersom det återspelade ljudet simulerar ljudnivån på ett stort avstånd från ett pålningsarbete. Detta kan leda till antagandet att en stor mängd fisk skulle kunna uppvisa de noterade beteenderekursioner vid ett verkligt pålningsarbete. Dessa slutsatser gäller även om pålningspul-

serna kommer att se annorlunda ut långt bort från ljudkällan eftersom pulsen kommer att ändra karaktär som funktion av avståndet, men då pulsens huvudsakiga energi ligger under 1 kHz kommer den i första hand dämpas något.

I dag finns det inga uppmätta nivåer av partikelacceleration från en pålningsverksamhet. Då denna studie är den första som redovisar mätningar av partikelacceleration inducerad av pålningsljud, ska det noteras att uppmätta nivåer sannolikt skiljer sig från de nivåer som orsakas av verkligt pålningsarbete, till skillnad från ljudtryck som replikerar ljudet på ett trovärdigt sätt. Nivån av partikelacceleration minskar snabbare än ljudtryck som en funktion av avståndet (Bass & Clark 2003) och som ett resultat är det svårt att beräkna på vilket avstånd från pålningsverksamhet som den uppmätta nivån motsvarar. Hawkins (2009) spekulerar om att de uppkomna vibrationerna i botten pga. pålning, kan leda genom botten och ge upphov till att höga nivåer av partikelacceleration kan uppstå på avsevärda avstånd från ljudkällan. Detta fenomen gör att mätningar av partikelacceleration under pålning är mycket viktiga att genomföra.

De uppmätta nivåerna av bakgrundsbruset på experimentplatsen stämmer väl med redovisade nivåer av ljudtryck från andra platser och med uppmätta bakgrunds nivåer av partikelacceleration i Östersjön vid vindkraftsparken Utgrunden (Sigray et al. 2009). Ljudspridningen på experimentplatsen visade sig ligga mellan cylindrisk och sfärisk, för både ljudtryck och partikelacceleration. Detta överensstämmer med andra mätningar genomförda i grunda områden.

4.3 Studien i relation till andra studier

I denna studie beskrivs för första gången hur torsk och sjötunga reagerar på pålningsljud. I dagsläget finns det inga publicerade studier att jämföra denna studies resultat med men det finns två andra studier där andra fiskarter använts. I en studie av Abbot et al. (2005, citerad i Popper & Hastings 2009a) noterades ingen påverkan av ljudet från pålning på beteendet hos kungslax (*Oncorhynchus tshawytscha*), stillahavsansjovis (*Engraulis mordax*) och *Cymatogaster aggregata* (svenskt namn saknas men är en typ av abborrfisk). Dock gjordes, enligt Popper och Hastings, analyserna av beteende efter att fiskarna flyttats från burarna, vilket medför att resultaten är svårtolkade. Nedwell et al. (2003) placerade odlad öring (*Salmon trutta*) i burar på olika avstånd till ett vibrations- och pålningsarbete i Storbritannien. Fiskarna filmades och deras reaktioner utvärderades innan och under ljudexponering, dock inte efter. Studien visade ingen reaktion hos öringarna på ett avstånd av 400 m från pålningen (uppmätt ljudnivå var 134 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$) och inte heller nära (< 50 m) från vibrationsaktiviteten (här anges ingen ljudnivå). Nämnad ljudnivå i den studien är klart lägre än i den aktuella studien och öringen är dessutom mindre ljudkänslig än torsk.

Beteendereaktioner hos fisk relaterat till andra aktiviteter med höga ljudnivåer har rapporterats som t.ex. seismiska undersökningar och har gällt på ett avstånd upp till 20 km från själva aktiviteten (Engås et al. 1996; se även

Wardle et al. 2001; Slotte et al. 2004; reviews av Popper & Hastings 2009a, b). Det är inte möjligt att direkt relatera dessa resultat till pålning då det är stora skillnader i karaktären hos de olika ljuden när det gäller repetition och bandbredd (OSPAR 2009).

Trots att denna studie fann statistiskt säkerställda beteendereaktioner som en följd av pålningsljud noterades en stor variation mellan individer av samma art. Detta gjorde att någon tydlig koppling mellan ljudnivå och typ av reaktion inte kunde göras. Detta resultat överraskar inte då det tidigare visats att en fisks reaktion på ljud kan beror på flertalet faktorer som kön, ålder, kondition eller säsong (Popper et al. 2004; Thomsen et al. 2006). I en studie där sju olika datorgenererade ljud spelades upp för skrubbskädda (*Platichthys flesus*); gulfisk (*Carassius auratus*); femtömmad skärlånga (*Ciliata mustela*); prästfisk (*Atherina presbyter*); nors (*Osmerus eperlanus*) och sandskädda (*Limanda limanda*), noterades en gradvis ökande reaktion vid ökat ljudtryck samt individuella variationer (Nedwell et al. 2007). Vidare noterades en stor variation i beteende när storspigg (*Gasterosteus aculeatus*) utsattes för toner och inspelat ljud från ett vindkraftverk under produktion (Andersson et al. 2006). Dessa studier, inklusive den aktuella, visar att fiskar inom samma art kan reagera på olika sätt och vid olika ljudnivåer när de exponeras för onaturliga ljud.

Frekvenserna hos det uppspelade pålningsljudet i vår studie ligger inom det känsligaste frekvensområdet för torsk (Chapman & Hawkins 1973; Offutt 1974) och flertalet individer ökade sin simhastighet under ljudexponering. Man kan med stor sannolikhet anta att en semipelagisk art som torsk visar en större variation än en bottenlevande och mindre simmande fisk som sjötunga. Om ett större antal torskar hade använts, kunde en statistiskt säkerställd ökning av simhastigheten eventuellt ha observerats. En förändring i simriktning noterades endast då fisk exponerades för ljudet för första gången, samt att en generell högre simhastighet under ljudexponeringen visar att fiskarna försökte simma bort från ljudet. Nära högtalaren var partikelaccelerationen så hög att torsk med största sannolikhet kunde uppfatta den och torsk använder partikelacceleration för att bestämma riktningen till ljudkällan. (Schuijf 1975; Hawkins & Sand 1977; Buwalda et al. 1983) och borde simma ifrån högtalaren.

Studien visar att det var lika stora variationer på beteendet hos sjötunga som hos torsk. Sjötungans reaktioner var generellt sett kraftigare än vad som var förväntats eftersom sjötunga endast är känslig för partikelacceleration vars amplitud, i jämförelse med ljudtrycket, minskar snabbare som funktion av avståndet. De nivåer av partikelaccelerationen som observerades utlöste en beteendereaktion i denna studie är lägre än vad som tidigare noterats hos fisk i infraljudstudier av partikelacceleration (jmf Knudsen et al. 1994; Sand et al. 2000; Sonny et al. 2006). Det skall dock noteras att nämnda studier fokuserade på tydliga beteendereaktioner typ c-respons (en reflexmässig flyktrespons i direkt anslutning till en fara), och inte de mer subtila reaktioner som i denna studie. En vanlig reaktion hos plattfisk som upplever fara är att stanna upp och gräva ned sig (vilket gjorde infångandet av sjötunga med hjälp av dykare

efter experimentet avslutats mycket svårt). Därför förväntades inte en så tydlig reaktion för ljudet som observerades i denna studie. Detta är ett viktigt resultat eftersom partikelaccelerationen i denna studie genererades av en högtalare 2,5 m över botten. Under en riktig pålningsverksamhet kan ljudet, som tidigare beskrevs, transporteras i botten och antas uppvisa relativt höga nivåer långt ifrån ljudkällan. Den här utbredningen medförde att bottenlevande fisk kan exponeras för höga ljudnivåer på ett avstånd som ännu inte är känt eftersom inga mätningar av partikelacceleration under ett pålningsarbete har gjorts.

Fiskens reaktion för ljud beror inte enbart på hörselförmågan utan även på om fisken kan urskilja en signal från bakgrundsbruset (*eng.* signal to noise ratio). Detta gäller speciellt i en miljö med mycket brus och ibland spelar detta förhållande större roll än det absoluta tröskelvärde för hörseln (Hawkins & Chapman 1975). Enligt Chapman och Hawkins (1973) skall signalen vara 16 dB över bakgrundsbruset inom en smalbandig kritisk bandbredd (centrerad kring 160 Hz) för att en torsk skall kunna uppfatta ljudet. Men man ska vara medveten om att det finns studier som visar att detta inte är en regel: Fisk kan dock reagera på lägre signal-till-brusförhållanden (Engås et al. 1996). Mätningarna i denna studie visar att alla uppspelningar av pålningsljudet var mer än 16 dB över bakgrundsljudet. Man behöver ändå vara försiktig när ett kort pulsljud som pålning (angivet i $\text{dB}_{\text{toppvärde}}$) jämförs med bakgrundsbruset (angivet i dB_{RMS}). Detta förhållande gör det svårt att relatera den exakta uppspelade ljudnivån till bakgrundsbruset (Madsen 2005). För partikelacceleration var de uppmätta värdena 10 till 100 gånger högre än bakgrundsbruset.

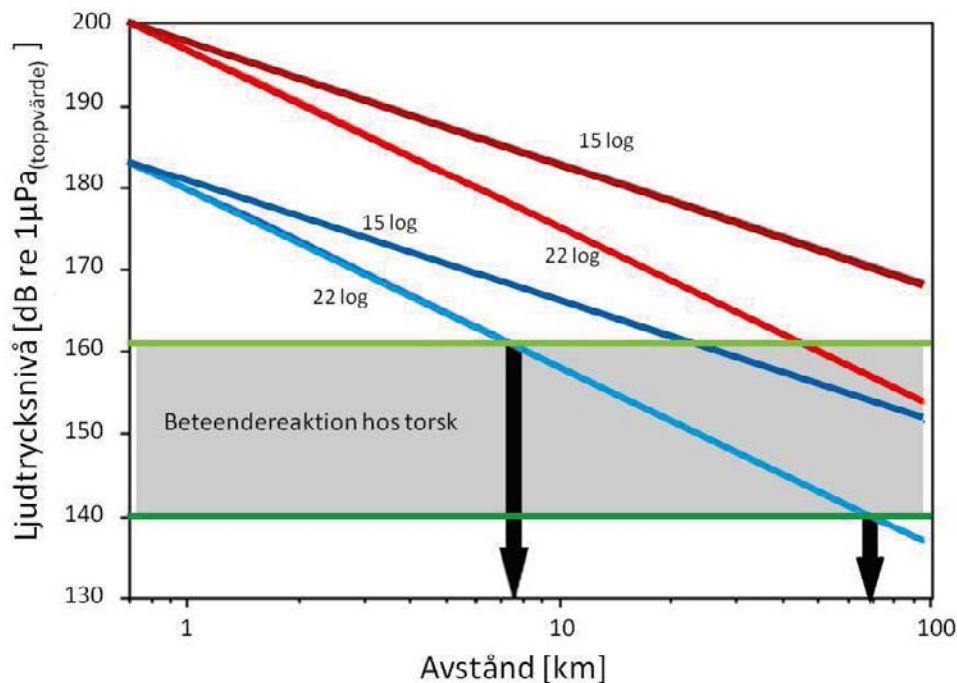
Ett alternativ till att visa detta är att ange ljudintensitet vid vilken fisken uppvisar en beteendereaktion relaterat till dess ljudkänslighet, vilket i sin tur presenteras i så kallade audiogram (Nedwell et al. 2007). Till exempel visade Milton (2000) att torsk reagerar vid 30 dB över hörseltröskeln. Torsk har en känslighet på 77 dB re $1\mu\text{Pa}_{\text{(RMS)}}$ vid 100 Hz. I föreliggande studie reagerade torsk på en lägsta nivå av 140 dB re $1\mu\text{Pa}_{\text{(toppvärde)}}$. Detta är en betydligt högre nivå än den som Milton (2000) angav. I framtiden måste bakgrundsbruset i RMS-värden kunna relateras till toppvärden för att ett tydligt tröskelvärde skall kunna beräknas och användas.

Någon direkt tillvänjning (*eng.* habituation) till det återspelade pålningsljudet kunde inte statistiskt säkerställas hos vare sig torsk eller sjötunga. En förändrad simriktning observerades dock endast i de försök där fisken exponerades för första gången för ljudet. Dessutom var den observerade ökningen av simhastigheten mindre tydlig efter ett antal exponeringar. Båda dessa faktorer påvisar en viss tillvänjning, däremot visade analysen av den individuella simhastigheten ingen tydlig tillvänjning.

4.4 Slutsatser för rådgivning och miljömål

Denna studie har minskat osäkerheten för typen och omfattningen av beteendemässiga reaktioner hos marin fisk vad gäller pålningsljud. Vi drar slutsatsen att torsk kan reagera på ljud som liknar pålningsljud på relativt

stora avstånd från ett pålningsarbete, se figur 16. Figuren visar det ljudintervall (140-161 dB re $1\mu\text{Pa}_{(\text{toppvärde})}$) där beteendereaktioner observerats i den här studien, i relation till högsta (22·log (avståndet)) och lägsta (15·log (avståndet)) ljudutbredningen (*eng.* transmission loss) som uppmäts i fält (Madsen et al. 2006; Thomsen et al. 2006; Betke 2008). Som källstyrka används den högsta och lägsta nivå som uppmäts vid pålningsarbeten i havet enligt Betke (2008). Data är normaliserat till ett avstånd av 750 m och sedan beräknad upp till 100 km bort. Resultatet visar att de noterade beteendereaktionerna kan uppkomma på ett avstånd mellan 7,5 km (torsk högre tröskel, 22·log (avståndet)) och 70 km (torsk lägre tröskel, 22·log (avståndet)). Figur 16 visar även att beteendemässiga reaktioner skulle kunna uppstå vid betydligt längre avstånd från ljudkällan än så men de är beroende av den lokala ljudutbredningen.



Figur 16. En modellering av högsta och lägsta uppmätta ljudnivån av pålningsljud, beräknat med två olika ljudutbredningar från faktiska mätningar i fält (se Madsen et al. 2006; Thomsen et al. 2006; Betke 2008) samt tröskelvärden för beteendereaktioner för torsk observerade i denna studie. Se text ovan för en utförligare förklaring. Figuren är omgjord efter Mueller-Blenkle et al. 2010.

Studien visar inte bara på tydliga reaktioner hos torsk utan även på att sjötunga reagerar vid ljudexponeringen. Det här är den första studien som presenterar tröskelvärden för beteendereaktioner hos sjötunga. Tyvärr kan vi ännu inte relatera dessa värden till pålningsljud, men data kan användas till att bestämma vid vilket avstånd en reaktion kan noteras så fort mätningar av partikelacceleration vid pålning är utförda.

Även om studien visar en tydlig påverkan på torsk och sjötunga från pålningsljud ska man vara lite försiktigt att använda resultaten rakt av för att förutse hur dessa arter kommer att reagera vid en verklig pålningsaktivitet.

Men studien ger en tydlig indikation på att arterna kommer att reagera på väldigt långt avstånd. Jämfört med andra ljudkällor som påverkar fisk t.ex. fartygstrafik, så förekommer pålning endast sporadiskt men påverkan kan lokalt bli mycket stor. Denna studie fann att simhastigheten ökade, noterade en frysrespons och att fiskarna ändrade simriktning. Dessa resultat, tyder på ett undvikande beteende till det uppspelade ljudet. Men i studien användes inte individer av olika årsklasser; reaktionerna hos dessa kan eventuellt skilja sig åt.

Användandet av det angivna intervallet måste göras med försiktighet eftersom ljudspridningen är platsberoende och beteendemässiga reaktioner är individuella. En bedömning bör göras för varje enskilt fall där pålningsarbeten ska utföras, där man avgör om den möjliga påverkan är acceptabel för området eller om man med olika medel ska minimera påverkan på fisk och andra marina organismer.

I havet kan - under vissa förutsättningar - fördelarna (t.ex. föda och reproduktion) med att stanna i ett område vara större än nackdelarna som en yttre störning orsakar. Resultatet blir att effekterna av ljudet kan vara svåra att tolka (McGregor 2007). Denna studie fann indikationer på en viss anpassning till ljudet men detta är baserat på en begränsad datamängd och det är värt att notera att tillvänjning till en störning kan medföra ”kostnader” för djur (Bejder et al. 2009). Denna studie beskriver inte vilka de eventuella långsiktiga konsekvenserna kan bli för fisk utan fokuserar på att undersöka vid vilka ljudnivåer de studerade arterna börjar reagera på ljudet.

Tre huvudsakliga slutsatser:

Tidigare farhågor om de potentiella effekterna av pålningsljud på fisk visade sig vara välgrundade (se Thomsen et al. 2006). Idag har de åtgärder (dvs. begränsade byggnadsperioder, ljudmätningar och fiskövervakning) som ålagts vindkraftsprojektörer varit baserade på försiktighetsprincipen. Den här studien visar för både beslutsfattare och projektörer att de investerade kostnaderna faktiskt gått till att förebygga ett verkligt problem.

Studien föreslår att det beräknade tröskelvärdet för beteendereaktioner används i miljökonsekvensanalyser för vindkraftbyggnationer i havet. Torsk och sjötunga skulle i detta fall kunna användas som två modellarter för fisk med medelhög respektive låg känslighet för undervattensljud. De värden på partikelacceleration och ljudtryck som presenterats kan användas med en ljudspridningsmodell och jämföras med lokala ljudmätningar för att göra en zonindelning av påverkan på fisk från det aktuella konstruktionsarbetet. Tillsammans med data över ekologiskt viktiga områden som insamlats, kan en platsspecifik utvärdering av miljöpåverkan göras.

Förebyggande åtgärder bör fortsätta att utvecklas, utvärderas och användas för att minska den akustiska energi som sprids i vattnet från pålningsverksamhet. OSPAR (2009) diskuterar flera pålningsvarianter. Framtida förebyggande metoder kan inrikta sig på de frekvenser som har störst betydelse för fisk.

5. Tack

Det svenska bidraget i denna studie var finansierat av forskningsprogrammet Vindval som är finansierat av Svenska Energimyndigheten och koordinerat av Naturvårdsverket. Den engelska delen finansierades av Cowrie (Collaborative Offshore Wind Research into the Environment). Vi vill tacka Tim Atack, Jim Treasurer och all personal på Ardtoe Marine Lab. John MacMillian, personalen på FishDive, Craig Burton, Pete Plannig och Hugh MacPherson för all hjälp under experimentet samt Tony Kenning och kaptenen och besättningen på FV Contest som fångade plattfiskarna; Harriet Salomonsen från Bangors universitet som gjorde ett fantastiskt jobb under hela fältperioden. Vi vill även tacka Klaus Betke på ITAP som försåg oss med det inspelade pålningsljudet. Tack även till Brigitte Ruize från Cowrie samt Allan Emery, Stuart Hetherington, Clare Adams, Joanna Walton och Susana Barquero-Molina vid Cefas för deras stöd. Tack till personalen på avdelningen för undervattensforskning vid Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI). Till sist, tack till Anna Norström och Magnus Wahlberg för synpunkter på text och innehåll i denna rapport.

6. Referenser

- Abbott, R., Reyff, J. & Marty, G. (2005). Final Report: Monitoring the Effects of Conventional Pile Driving on Three Species of Fish. Richmond, CA: Manson Construction Company
- Andersson, M. H., Dock-Åkerman, E., Ubral-Hedneberg, R., Öhman, M. C., & Sigray, P. (2007). Swimming behaviour of roach (*Rutilus rutilus*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in response to wind power noise and single-tone frequencies, *AMBIO*, 36 (8), 634-636.
- Andersson, M. H., Sigray, P., & Persson, L. K. G. (2011). Ljud från vindkraftverk i havet och dess påverkan på fisk, Naturvårdsverket. ISBN: 978-91-620-6436-5.
- Bass, A. H., & Clark, C. W. (2003). The Physical Acoustics of Underwater Sound Communication. Från: *Acoustic Communication*, Simmons, A. M., Popper, A. N., & Fay, R. R. (eds) Springer Verlag New York, p 404.
- Batschelet, E. (1981). *Circular Statistics in Biology*, Vol. Academic press, London, New York, Toronto, Sydney, San Francisco.
- 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.
- Betke, K. (2008). Measurement of wind turbine construction noise at Horns Rev II report submitted to Bioconsult SH, Itap Oldenburg, s. 30.
(http://www.dongenergy.com/SiteCollectionDocuments/wind/HR2/Maaling_af_undervandsstoj.pdf)
- Buwalda, R. J. A., Schuijf, A., & Hawkins, A. D. (1983). Discrimination by the cod of sounds from opposing directions. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology* 150, 175-184.
- Chapman, C. J., & Hawkins, A.D. (1973). A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L., *Journal of Comparative Physiology A* 85, 147–167.
- 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, 2238–2249.
- Gill, A. B., Huang, Y., Gloyne-Philips, I., Metcalfe, J., Quayle, V., Spencer, J., & Wearmouth, V. (2009). COWRIE 2.0 Electromagnetic Fields (EMF) Phase 2: EMF-sensitive fish response to EM emissions from sub-sea electricity cables of the type used by the offshore renewable energy industry. Commissioned by COWRIE Ltd (project reference COWRIE-EMF-1-06).

(http://www.offshorewindfarms.co.uk/Assets/COWRIE_2_EMF_FINAL_REPORT_Combined_09.pdf)

Hastings, M. C., & Popper, A. N. (2005). Effects Of Sound On Fish Contract 43A0139 Task Order 1, California Department Of Transportation.

(http://www2.dot.ca.gov/hq/env/bio/files/Effects_of_Sound_on_Fish23Aug05.pdf)

Hawkins, A. D., & Chapman, C. J. (1975). Masked Auditory Thresholds in the Cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Comparative Physiology A* **103**, 209-226.

Hawkins, A. D., & Sand, O. (1977). Directional hearing in the median vertical plane by the cod. *Journal of Comparative Physiology A*, **122**, 1-8.

Hawkins, A. D. (2009). The impact of pile driving upon fish. Proceedings of the Institute of Acoustics Fifth International Conference on Bio-Acoustics, Loughborough, s. 69-76.

Janik, V. M. (2009). Acoustic communication in delphinids. Från: *Advances in the Study of Behaviour, Vol 40*. Naguib M, Janik VM (eds) Academic Press, Burlington s. 123-157.

Knudsen, F. R., Enger, P. S., & Sand, O. (1994). Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar* *Journal of Fish Biology* **45**, 227-233.

Madsen, P. T. (2005). Marine mammals and noise: Problems with root mean square sound pressure levels for transients, *Journal of the Acoustical Society of America* **117** (6), 3952–3957.

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

McGregor, P. K. (2007). Designing experiments to test for behavioural effects of sound. Proceedings från International Conference on the Effects of Noise on Aquatic Life, Nyborg Denmark.

Mueller-Blenkle, C., McGregor, P. K., Gill, A. B., Andersson, M. H., Metcalfe, J., Bendall, V., Sigray, P., Wood, D. T., & Thomsen, F. (2010). Effects of pile-driving noise on the behaviour of marine fish. COWRIE Ref: Fish 06-08, Technical Report 31st March 2010. (http://www.offshorewindfarms.co.uk/Assets/COWRIE%20FISH%2006-08_Technical%20report_Cefas_31-03-10.pdf)

OSPAR (2009). Overview of the impacts of anthropogenic underwater sound in the marine environment, OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North- East Atlantic. (www.ospar.org)

Nedwell, J. R., Turnpenny, A., Langworthy, J., & Edwards, B. (2003). Measurements of underwater noise during piling at the Red Funnel Terminal,

Southampton, and conservations of its effect on caged fish, Subacoustics LTD. Report 558 R 0207.

(<http://www.underwaternoise.org.uk/information/downloads/558R0207.pdf>)

Nedwell J. R., Turnpenny A.W. H., Lovell, J., Parvin, S. J., Workman, R., Spinks, J. A. L., Howell, D. (2007). "A validation of the dBht as a measure of the behavioural and auditory effects of underwater noise," Subacoustech Report Reference: 534R1231 to Chevron Ltd, TotalFinaElf Exploration UK PLC, Department of Business, Enterprise and Regulatory Reform, Shell UK, ITE, JNCC, Subacoustech, Southampton, UK.

(<http://www.subacoustech.com/information/downloads/reports/534R1231.pdf>)

Offutt, G.C. (1974). Structures for the detection of acoustic stimuli in the Atlantic cod, *Gadus morhua*, Journal of the Acoustical Society of America 56, 665–671.

Popper, A. N., Fay, R. R., Platt, C., and Sand, O. (2003). Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes, Från: *Sensory Processing in Aquatic Environments*, edited by Collin, S. P., & Marshall, N. J. Springer-Verlag, New York, s. 3–38.

Popper, A. N., Fewtrell, J., Smith, M. E., & McCauley, R. D. (2004). Anthropogenic sound: Effects on the behaviour and physiology of fishes. Marine Technology Society Journal 37, 35-40.

Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009a). The effect of anthropogenic sources of sound on fishes, Journal of Fish Biology 75, 455-489.

Popper, A. N., & Hastings, M. C. (2009b) The effects of human-generated sound on fish. Integrative Zoology 4, 43-52.

Sand, O., Enger, P. S., Karlsen, H. E., Knudsen, F. R., and Kvernstuen, T. (2000). Avoidance response to infrasound in downstream migrating European silver eels *Anguilla anguilla*, Env. Biol. Fish. 57, 327-336.

Schuijf, A. (1975). Directional hearing of cod (*Gadus morhua*) under approximate free field conditions, Journal of Comparative Physiology A 98, 307–332.

Sigra, P., Andersson, M. H., & Fristed, T. (2009). Partikelrörelser i vattnet vid ett vindkraftsverk – Akustisk störning. Rapport 5963-7, Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-5963-7, 33 s.

(<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5963-7.pdf>)

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

Sonny, D., Knudsen, F. R., Enger, P. S., Kvernstuen, T., and Sand, O. (2006). Reactions of cyprinids to infrasound in a lake and at the cooling water inlet of a nuclear power plant, *Journal of Fish Biology* **69**, 735-748.

Tasker, M. L., Amundin, M., Andre, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., & Zakharia, M. (2010). Marine strategy framework directive, Task Group 11 Report Underwater noise and other forms of energy APRIL 2010, EUR 24341 EN 2010.

(<http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG11final.pdf>)

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

(http://www.energieeffizienz-im-service.de/page/fileadmin/offshore/documents/Naturschutz/Geraeuschauswirkungen_der_Offshore-Windparks_auf_Voegel_maritime_Saeuger_und_Fische.pdf)

Tyack, P. L., & Clark, C. W. (2000). Communication and acoustic behavior of dolphins and whales. Från: *Hearing by Whales and Dolphins-Springer Handbook of Auditory Research Series*, Au, W., Popper, A. N., & Fay, R. R. (eds). Springer, New York, p 156-224.

Urick, R. J. (1983). *Principles of underwater sound*, 3 ed, Peninsula Publishing, McGraw-Hill, Los Altos, California.

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

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

Ljud från pålning av vindkraftfundament – påverkan på fiskbeteende

RAPPORT 6437

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6437-2
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

MATHIAS H. ANDERSSON OCH PETER SIGRAY

En av de största källorna till påverkan av vindkraftverk på den marina miljön är de ljud som skapas under byggnads- och driftfasen. När man bygger vindkraftverk till havs används metoder som genererar höga ljudnivåer, till exempel borrning, muddring och pålning. Av aktiviteterna är det pålning av vindkraftfundament som skapar de högsta ljudnivåerna.

Den här rapporten beskriver ett experiment där inspelat pålningsljud återspelades för torsk och sjötunga med hjälp av en undervattenshögtalare. Fiskarnas beteendemönster analyserades och ljudnivåer av både ljudtryck och partikelrörelse mättes under experimentet. Resultaten redovisas i rapporten. Kunskapen kan användas vid planering, miljökonsekvensbeskrivning och tillståndsgivning för vindkraftparker till havs.

Kunskapsprogrammet Vindval samlar in, bygger upp och sprider fakta om vindkraftens påverkan på den marina miljön, på växter, djur, människor och landskap samt om människors upplevelser av vindkraftanläggningar. Vindval erbjuder medel till forskning inklusive kunskapssammanställningar, synteser kring effekter och upplevelser av vindkraft. Vindval styrs av en programkommitté med representanter från Boverket, Energimyndigheten, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksanstaltsinspektionen och vindkraftbranschen.

