

# Effekter av undervattensljud från havsbaserade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken

RAPPORT 5924 • MARS 2009



# Effekter av undervattensljud från havsbaseade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken

Ulf Båmstedt, Stefan Larsson och Åsa Stenman,  
Umeå Marina Forskningsstation  
Carin Magnhagen, Sveriges Lantbruksuniversitet  
Peter Sigray, Försvarets Forskningsinstitut

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

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

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-5924-8

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2009

Tryck: CM Gruppen AB  
Omslag: Carin Magnhagen

# Förord

Behovet av kunskap om vindkraftverkens påverkan på den marina miljön, på växter och djur och på människor och landskap är stort. I tidigare studier av vindkraftanläggningars miljöpåverkan har det saknats en helhetsbild av effekterna och av människors upplevelser vilket har orsakat problem i miljökonsekvensbeskrivningar och vid tillståndsprövning.

Målet med kunskapsprogrammet Vindval är ett ökat vindbruk vilket ska åstadkommas genom att underlätta en ökad vindkraftutbyggnad genom bättre underlag för miljökonsekvensbeskrivningar och tillståndprocesser samt att minska osäkerheten vid bedömning av vindkraftens påverkan på miljön.

Vindval ska även ge underlag för säkrare bedömningar av hur vindkraft påverkar landskapet, störningar för kringboende och människors upplevelser av vindkraft. Tanken är också att bygga upp kunskap om miljöeffekter av vindkraft vid svenska universitet, högskolor, institut och företag samt i kommuner och andra myndigheter.

Vindval drivs av Naturvårdsverket på uppdrag av Energimyndigheten som också finansierar programmet. I programkommittén, som diskuterar prioriteringar och bereder underlag för beslut, ingår representanter från Energimyndigheten, Naturvårdsverket, Fiskeriverket, Boverket, Riksantikvarieämbetet, länsstyrelserna och vindkraftbranschen.

Den här rapporten har skrivits av Ulf Båmstedt, Stefan Larsson och Åsa Stenman på Umeå Marina Forskningsstation samt Carin Magnhagen på Sveriges Lantbruksuniversitet. Skribenterna svarar för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Studien till bilagan har gjorts och författats av Peter Sigray vid Försvarets Forskningsinstitut (FOI).

Vindval i februari 2009



# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>6</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>7</b>
<b>1 BAKGRUND</b>	<b>8</b>
1.1 Vindkraftverkens ljudalstrande komponenter	8
1.2 Undervattensakustik	9
1.3 Fiskars hörselegenskaper	10
1.3.1 Hörselgeneralister	11
1.3.2 Hörselspecialister	11
1.4 Fiskars respons på ljud	11
1.4.1 Fysiologisk respons på stress	13
<b>2 MATERIAL OCH METODER</b>	<b>14</b>
2.1 Försöksfisk	14
2.2 Ljudutrustning	14
2.2.1 Utförande delstudie 1	15
2.2.2 Utförande delstudie 2	16
<b>3 RESULTAT</b>	<b>18</b>
3.1 Delstudie 1	18
3.2 Delstudie 2	21
3.2.1 Predationsstudie	21
3.2.2 Effekt på stresshormonet kortisol	21
<b>4 DISKUSSION</b>	<b>24</b>
4.1 Slutsats	26
4.2 Erkännande	26
<b>5 REFERENSER</b>	<b>27</b>
<b>6 BILAGA - KOMPLETTERANDE MÄTNINGAR AV PARTIKELACCELERATION I FÖRSÖKSTANK</b>	<b>29</b>
6.1 Inledning	29
6.2 Försökupställning	29
6.3 Resultat	30
6.4 Referenser	32

# Sammanfattning

Laboratorieförsök i stora kar med fisk utsatt för ljudpåverkan, liknande den som genereras av ett vindkraftverk på 80 m avstånd, gav följande resultat:

- Abborre, mört och öring från Bottniska viken visade ingen signifikant beteenderespons på någon av de enskilda frekvenserna mellan 6 och 180 Hz som testades.
- Öringens födoförsök, med pungräkor som byte, visade stora individuella variationer i antal fångade byten men ingen statistiskt signifikant effekt av ljudpåverkan.
- Analyser på individer av mört och öring visade ingen signifikant produktion av stresshormonet kortisol vid ljudpåverkan.
- Analyser på individer av abborre visade svagt signifikant lägre produktion av stresshormonet kortisol vid ljudpåverkan.
- Analyser av stresshormonet kortisol visade både på stor individuell variation och skillnad mellan arterna, med rangordningen: öring << abborre < mört.

Sammantaget visar resultaten från vår studie att mört, abborre och öring inte påverkas nämnvärt av ljud som motsvarar den frekvens och ljudnivå man finner på ca 80 m avstånd från ett havsbaserat vindkraftverk. Vindkraftsljud i området utanför denna gräns har därför sannolikt ingen negativ effekt på de tre testade fiskarterna. Vi kan inte uttala oss om effekter innanför detta avstånd och heller inte generalisera resultaten till att gälla alla arter av fisk. Emellertid representerar vårt val av fiskar tre arter med olika hörselanatomi och därmed olika förmåga att registrera ljud, vilket gör resultaten mer allmängiltiga än om endast en art testats. Uppföljande mätningar av partikelaccelerationen och bakgrundsbrus vid de förhållanden som användes under försöken bekräftar att designen av experimenten var adekvata för att klarlägga effekter för ljudfrekvenser över 30 Hz. För frekvenser på 30 Hz eller lägre visade de uppföljande mätningarna av partikelacceleration att det genererade ljudet från sändarhydrofonen inte kunde särskiljas från bakgrundsbruset i experimentlokalen. För en utvärdering av biologiska effekter av sådana frekvenser krävs därför annan teknisk utrustning som kan producera höga ljudintensiteter vid låga ljudfrekvenser.

# Summary

Laboratory studies in large tanks with fish exposed to sound similar to that generated by sea-based windmills at a distance of 80 m, gave the following results:

- European perch, brown trout and roach from the Gulf of Bothnia did not show any significant behavioral responses on the individual frequencies between 6 and 180 Hz that were tested.
- Predation experiments with brown trout, where mysids were prey, showed large individual variability but no statistically significant effect of the generated sound.
- Analysis of the stress hormone cortisol in brown trout and roach did not show any effects from sound treatment.
- Analysis of cortisol in European perch showed a weak but statistically significant lower level from sound treated individuals compared to the control.
- Analyses of cortisol showed both very large individual variability and differences between species, with the order:  
brown trout << European perch < roach.

In summary, our results show that European perch, brown trout and roach from the Gulf of Bothnia are not affected by the sound corresponding to the frequency and effect found at 80 m distance from a wind mill in the sea. Such sound has therefore probably no effects on the species outside this area. We can not generalize to the area closer to a wind mill, neither to other species of fish. However, our choice of species was made in order to include representatives from three different hearing anatomies, and thereby different capabilities of sensing sound, which make our results more general than if just one species would have been used. Subsequent measurements of particle acceleration and background noise under the conditions used in the fish experiments showed that the design of the experiments was relevant for frequencies above 30 Hz. Experiments using 30 Hz or lower frequencies were disturbed by the background noise, and results from these experiments should therefore not be considered as an effect of sound generated by the hydrophone. In order to evaluate such frequencies, alternative technical equipment that can produce higher sound intensities at low frequencies are required.



# 1 Bakgrund

Då efterfrågan på förnyelsebara energikällor är stor kommer det att ske en storskalig utbyggnad av svensk vindkraft. Vindkraftverken anläggs i stora grupper och bildar så kallade vindkraftsparker. Då vindkraftverk till havs har en större produktionskapacitet än liknande på land samt att de ger upphov till färre intressekonflikter kommer utbyggnad ske främst i de svenska kustvattnen (Wenblad & Westerberg, 2007; Öhman & Wilhelmsson, 2005). Det är främst utsjöbankar som är intressanta, då dessa områden faller innanför uppsatta kriterier för vindkraft till havs. Ett av kriterierna är att bottendjupet inte får överstiga 30 meter (Energimyndigheten, 2007). Utsjöbankar är känsliga områden då de inhyser en stor marin artrikedom. Havsbaserade vindkraftsparker kräver därför stor kunskap om miljöeffekter på värdefulla naturområden, potentiella konsekvenser för yrkesfisket samt hur ljudet från vindkraftverken påverkar det marina livet (Wahlberg & Westerberg, 2005; Wenblad & Westerberg, 2007; Öhman & Wilhelmsson, 2005).

I denna studie undersökte vi om lågfrekvent undervattensljud (6, 15, 30, 60 och 180 Hz), liknande det som genereras av havsbaserade vindkraftverk, ger upphov till beteendeförändringar, förändrat födointag eller ökad nivå av stresshormonet kortisol i blodet hos tre för Bottenviken vanligt förekommande fiskarter; abborre (*Perca fluviatilis*), mört (*Rutilus rutilus*) och öring (*Salmo trutta*).

## 1.1 Vindkraftverkens ljudalstrande komponenter

Vindkraftverk alstrar buller i ett stort frekvensomfång, från högfrekventa maskinljud till lågfrekventa svängningar från t.ex. bladpassage vid drift. Även anläggningsfasen samt servicearbeten alstras buller (Naturvårdsverket, rapport 5139). Vid anläggningsfasen uppstår det mest intensiva bullret vid pålning till fundamenten. Även sprängning, borrhning och grävarbeten samt en ökad båttrafik till anläggningsplatsen orsakar höga ljudnivåer (Wenblad & Westerberg, 2007; Thomsen et al, 2006).

Vindkraftverken alstrar ljud i vatten på två olika sätt, dels genom tryckfluktuationer vid vattenytan som uppstår vid rotorbladens passage samt via vibrationer genom torn och fundament (Naturvårdsverket, rapport 5139). Det är främst vibrationer alstrade i vindkraftverkets torn som påverkar undervattensljudet. Vibrationerna från tornet kommer från växelådans kuggingrepp och generatoren. Detta ljud består främst av toner med en frekvens under 1000 Hz. Det luftburna ljudet från rotorerna reflekteras effektivt av vattenytan (Lindell, 2003).

I ett projekt av Ingemansson Technology AB har man undersökt vilka frekvenser som främst alstras av vindkraftverken till havs. Mätningarna utfördes vid Utgrunden vindkraftpark. Utgrunden ligger på den svenska sydostkusten. Parken består av sju 1,5 MW vindkraftverk. Resultaten visade att de dominerade frekvenserna låg mellan 30 och 800 Hz. Under 3 Hz kan man inte mäta ljudfrekvenser från vindkraftverken då bakgrundsljud alstrade från vågorna döljer dessa frekvenser. En mätning utfördes på 83 meters avstånd från det aktuella

vindkraftverket och vid en vindhastighet på 14 m/s. Resultatet för denna mätning visade att de dominerande frekvenserna med hög effekt låg på 6 Hz, 30 Hz, 60 Hz, 180 Hz, 350 Hz, 550 Hz och 720 Hz. Ljudtrycket för dessa frekvenser låg mellan 95 till 125 dB (re 1  $\mu$ Pa) (Lindell, 2003). Liknande data har även dokumenterats vid tre andra vindkraftsparker; Nogersund, Vindeby och Bockstigen (Wahlberg & Westerberg, 2005).

## 1.2 Undervattensakustik

Ljud beskrivs fysikaliskt som partikelrörelser som sprider sig i form av vågor. Intensiteten på ljudet beror på hastigheten på partikelrörelsen samt de tryckförändringar som de skapar (Wenblad & Westerberg, 2007). Tryck och partikelhastighet är korrelerat till ekvationen  $p = vZ$ , där  $Z$  står för mediets akustiska impedans. Denna formel kallas för Ohms lag för akustik. Akustisk intensitet ( $I$ ) kan beräknas med hjälp av att omvandla tryck:  $I = pv = p^2/Z$ . I ett fritt akustiskt fält kan ekvationen skrivas:  $I = p^2/(\rho c)$  på detta sätt kan man beräkna akustisk intensitet utifrån tryck. Vanligtvis beskrivs ljudets intensitet i decibel (dB) (Wahlberg & Westerberg, 2005). I närheten till ljudkällan eller vid grunda vatten skiljer sig den akustiska impedansen betydligt från impedansen i ett fritt akustiskt fält ( $Z = \rho c$ ) detta gör att förhållandet mellan tryck och partikelhastighet är komplicerat (Wahlberg & Westerberg, 2005).

Vattnets egenskaper att transportera ljud skiljer sig från ljudutbredning i luft (Chapman, 1998; Lindell, 2003). Decibel som används för att beskriva ljudtryck kan definieras:  $X \text{ dB} = 20 \log (Y/Y_{\text{ref}})$  där  $Y$  = ljudtryck i Pascal och  $Y_{\text{ref}}$  = ljudtryckets referensvärde (Lindell, 2003). Pascal är SI-enheten för tryck. Enligt ISO-standard ska ljudtrycksnivåer i luft relateras till ett referensljudtryck på 20  $\mu$ Pa. Referensen för ljudtryck i vatten är 1  $\mu$ Pa. Trycket 1 Pa är i luft definierat som 94 dB. I vatten blir samma tryck 120 dB. För att omvandla decibel i vatten till decibel i luft så subtraheras 26 dB från värdet på decibel i vatten (Chapman, 1998; Lindell, 2003; Wenblad & Westerberg, 2007; Wahlberg & Westerberg, 2005).

Buller är en benämning på inte önskvärt ljud (Ljunggren, 1999). Antropogent buller i akvatiska miljöer ökar i takt med de ökade mänskliga aktiviteterna som t ex. frakt av gods med fartyg, borrhning efter olja och naturgas, aktiviteter kopplade till rekreation till sjöss samt en ut- och uppbyggnad av vindkraftverk (Amoser et al, 2004; Wysocki et al, 2006; Popper, 2003). Många studier är gjorda på hur marina däggdjur och fåglar påverkas av antropogena ljudkällor men färre har utförts på fiskar (Smith et al, 2004; Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005). Fiskar påverkas i hög grad av undervattensbuller då många använder sig av ljud för att finna föda, undvika predatorer, orientering och kommunikation (Popper, 2003; Amoser et al, 2004; Wysocki et al, 2006; Wenblad & Westerberg, 2007; Scholik & Yan, 2001; Thomsen et al, 2006).

## 1.3 Fiskars höreselegenskaper

Fiskar kan, liksom övriga vertebrater, avgöra varifrån ett ljud kommer, urskilja olika ljudkällor, använda ljud för kommunikation och unikt för fiskar med simblåsa, också bedöma avståndet (Popper, 2003; Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005; Wenblad & Westerberg, 2007). Fiskar delas upp i tre grupper beroende på deras förmåga att uppfatta ljud. (1) Arter som saknar simblåsa, ex plattfiskar, (2) arter med simblåsa, hit hör de flesta fiskarter och (3) fiskarter som har en speciell förbindelse mellan simblåsan och innerörats hörselben (otoliter), ex karp- och sillfiskar (Naturvårdsverket, rapport 5139). Det finns olika fysiologiska förutsättningar för fiskars höregenskaper. För att kunna uppfatta ljud så använder sig fiskar av sidolinjen, örat och simblåsan (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001). Sidolinjen uppfattar partikelrörelser i det omgivande vattnet. Sidolinjen används bl.a. för att koordinera fiskens rörelser i ett fiskstim samt för att upptäcka närliggande byten eller predatorer.

Innerörat inkluderar tre otolitiska organ (sacculle, utricule och lagena). Varje otolit består av en solid kärna av kalciumkarbonat. Otoliten ligger på ett epitel av receptiva hårceller. De otolitiska organen är känsliga för horisontella förflyttningar och påverkar hårcellerna som förmedlar rörelse till närliggande nervcell (Thomsen et al, 2006). Innerörats otoliter är känsliga för partikelrörelser. De fiskar som har simblåsa har dessutom ökad känslighet för tryckförändringar då rörelseutslagen från simblåsan påverkar innerörats hörselceller (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Ostrand, 2000; Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005; Wenblad & Westerberg, 2007; Naturvårdsverket, rapport 5139).

Detektionströskeln för olika fiskarter varierar. Detektionströskel anger det lägsta värdet på en viss frekvens samt dess intensitet som fisken kan uppfatta 50 % av gångerna. Skillnaden på arters detektionströskel kan bero på fiskens naturliga miljö (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Popper, 2003; Wenblad & Westerberg, 2007). Vissa arter som t.ex. den atlantiska laxen (*Salmo salar*) har en relativt hög detektionströskel vilket möjligen kan härledas till laxens lekområden som ofta är brusande älvar (Wenblad & Westerberg, 2007). Abborrens tröskelvärdet ligger på ca 90 dB re 1 $\mu$ Pa vid frekvenser mellan 100 och 400 Hz. Mörten har detektionsvärde mellan 60 till 80 dB re 1 $\mu$ Pa vid frekvenser mellan 100-800 Hz (Amoser et al, 2004). Laxfiskar (Salmonidae), t. ex atlantlaxen, hör inom ett begränsat frekvensområde. Vid 100 Hz måste intensiteten vara runt 100 dB re 1 $\mu$ Pa för att fisken ska uppfatta ljudet (Popper, 2003; Wenblad & Westerberg, 2007).

### 1.3.1 Hörselgeneralister

Hörselförmågan hos hörselgeneralister beror på om fisken har simblåsa eller inte. Fiskar som är hörselgeneralister är känsliga för lågfrekventa ljud, under 1000 Hz. Typiska hörselgeneralister är abborren, laxfiskar och sikar (*Coregonus* spp.). De flesta hörselgeneralister hör frekvenser upp till 500-1000 Hz, med högst känslighet mellan 100 till 400 Hz (Amoser et al, 2004; Popper, 2003; Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Thomsen et al, 2006). Vissa hörselgeneralister har simblåsa andra inte. Fiskar som inte har simblåsa, som hajar och bottenlevande benfiskar, hör främst frekvenser under 250 Hz. Detta beror på att frekvenser över 100 Hz inte nämnvärt påverkar vibrationen av hörselcellerna. Fiskar som har simblåsa har bättre hörselförmåga då tryckförändringarna i vattnet påverkar volymen på simblåsan som i sin tur ger utslag på otoliterna (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Wahlberg & Westerberg, 2005).

### 1.3.2 Hörselspecialister

Hörselspecialister har utvecklat strukturer som gör dem extremt känsliga för specifika ljudfrekvenser. Fisk som är hörselspecialister är främst känsliga för tryckförändringar. Hörselkänsligheten beror på en koppling mellan simblåsan eller gasfyllda blåsor i fiskens huvud till innerörats olika delar. När simblåsan eller de gasfyllda blåsorna expanderar och kontraherar på grund av tryckförändringar så vibrerar de otolitiska organen. Även en specialisering av hörselcellernas placering påverkar specialisternas hörselförmåga (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Ostrander, 2000; Wahlberg & Westerberg, 2005).

Sillfiskar (*Clupeidae*) har en unik struktur där luftfyllda ledningar går från simblåsan och slutar i kammare som är förbundna med innerörats struktur. Vissa arter kan med hjälp av denna struktur upptäcka ljud upp till 180kHz (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001). Karpfiskar (*Cyprinidae*) har istället speciella ben som förmedlar ljudet mellan simblåsa och innerörat. Amoser et al (2004) fann att både karp (*Cyprinus carpio*) och mört var känsliga för frekvenser upp till 4000 Hz, med högst känslighet mellan 500 och 1000 Hz.

## 1.4 Fiskars respons på ljud

För att kunna orientera sig, finna föda och kommunicera kan fisk välja att undvika områden med ofördelaktigt ljud. Detta leder till att fisken utestängs från ett område, vilket kan vara negativt om området är viktigt för reproduktion eller födosök. Vid mycket hög ljudintensitet kan fisken få fysiska skador. Hörselorganen kan skadas och vid extrema tryckförändringar kan simblåsan och blodkärl sprängas. Mest utsatta är yngel som är fysiologiskt känsliga och har begränsad flyktförmåga (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Popper, 2003; Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005; Wenblad & Westerberg, 2007). Enligt Astrup & Mohl, (1993) kan ljudtryck över 240 dB, d.v.s. explosionslika ljud, ge upphov till vävnadsskador hos fisk.

Plötsliga ljud är mer skadliga än gradvis uppkomna ljud. Gradvis ökande ljud kan fisken anpassa sig till fysiologiskt eller fly ifrån. Ljud eller buller kan förutom att fysiologiskt skada fisk eller få den att undvika ett område maskera frekvenser som fisken själv använder vid kommunikation. Ljudsignaler som används av bl.a. kolja (*Melanogrammus aeglefinus*) och torsk (*Gadus morhua*) vid lek är av samma frekvensintervall som driftljudet från vindkraftverken, vilket leder till att fisken inte hör ljud som är biologiskt viktigt för dess fortlevnad (Popper, 2003; Thomsen et al, 2006; Wenblad & Westerberg, 2007). Ljud med varierande styrka och frekvens påverkar fiskars stressreaktioner betydligt mer än kontinuerligt ljud (Wysocki et al, 2006). Fiskar har en tendens att vänja sig vid högfrekventa ljud. Detta har visat sig i flera studier där man försökt att leda undan fisk från vattenkraftverk (Westerberg, 1994). I motsats till en snabb tillvänjning av högfrekventa ljud sker tillvänjningen långsamt vid lågfrekventa ljud (s.k. infraljud). Fiskar reagerar ofta med flykt vid lågfrekventa ljud. Detta kan härledas till att predatorer alstrar infraljud (Naturvårdsverket, rapport 5139).

I en undersökning såg man att ål (*Anguilla anguilla*) inte ändrade sitt simmönster 0,5 km från ett vindkraftverk på 220 kW. När vindkraftverket stod stilla såg man en ökad förekomst av torsk och mört på ett avstånd av 100 meter från kraftverket i jämförelse till fiskförekomsten på 200-800 meters avstånd. Denna attraktion på fisk kan bero på den s.k. reveffekten. När vindkraftverken var i drift såg man tydligt en minskning av fiskförekomsten inom en radie av 100 meter. Forskarna utförde inte någon täthetsundersökning av fisk innan studien och därför är det svårt att säga om skillnaderna i fisktätheten var beroende av andra faktorer (Westerberg 1994, Wenblad & Westerberg, 2007).

En av de mer studerade arterna är atlantlax (Engell-Sørensen & Holm-Skytt, 2001; Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005). Knudsen et al (1994) fann ett undvikande beteende till ljud hos smolt på sin väg nedströms mot havet. Forskarna använde sig av ljudkällor med en frekvens mellan 5 och 150 Hz. Starkast reaktion från fisken fick man vid de lägre frekvenserna. Ljudintensiteten låg på 10-15 dB över fiskens tröskelvärde. Liknande resultat på atlantlax har även uppvisats av Sand & Karlsen (2000). Skador på fiskens hörselorgan visar sig som en förändring i fiskens detektionströskel vilket leder till att fisken inte reagerar som den vanligtvis gör vid vissa frekvenser och intensiteter. Vanligtvis sker skadorna på de sensoriska receptorerna i innerörat (Thomsen et al, 2006). Det har visat sig att hörselspecialisterna lättare får skador på hörselorganets hårceller än hörselgeneralister (Hasting et al, 1996). Enger (1981) utsatte torsk för frekvenser mellan 50 och 400 Hz med en intensitet av 180 dB (re 1 $\mu$ Pa) vilket är ungefär 100 dB högre än fiskens tröskelvärde. Försöken visade att fisken fick skador på hörselcellerna då den exponerades för ljuden under 1-5 timmar. Sammantaget visar utförda studier på stor variation vad avser fiskars reaktion på ljud, både inom och mellan arter. Vissa experiment har till och med visat att somliga ljud attraherar fisk (Thomsen et al, 2006; Wahlberg & Westerberg, 2005).

#### 1.4.1 Fysiologisk respons på stress

Fisk reagerar med fysiologisk stress vid yttre stimuli som t.ex. hastigt förändrad vattentemperatur eller ljus-mörker förhållanden. Syrehalt, salinitet och pH-värde är också stressfaktorer som påverkar fisken (Ostrander, 2000). Fiskarnas nervsystem reagerar på stress och adrenalin frisätts omedelbart till blodet. Detta leder i sin tur till utsöndring av kortisol och glukos. Dessa ämnen förbereder fisken för flykt och hjärtslag och andningsfrekvens ökar. Samtidigt upphör matsmältningen en kort tid (Mommsen et al, 1999; Ostrander, 2000).

Tiden det tar för kortisol att utsöndras vid stressrespons är några minuter. Detta kan jämföras med katekolaminerna adrenalin och noradrenalin som frigörs inom sekunder efter exponering av en stressfaktor (Lepage, 2004; Mommsen et al, 1999).

Fysiologisk stress som framkallas av ljud ger utslag på fiskarnas kortisol- och glukoshalt i blodet (Thomsen et al, 2006). Koncentrationen av glukos och kortisol i blodplasman är en vanligt använd indikator på primär och sekundär stress hos fisk (Mommsen et al, 1999; Ostrander, 2000; Smith et al, 2004). Normalvärden på hormonet kortisol ligger på ca 5 ng/mL för salmonider (Ostrander, 2000; Pickering & Pottinger, 1989) och upp till 10-50 ng/mL för andra teleosta fiskarter. Kortisolhalten i fiskens blodomlopp ökar inom 10 minuter efter den utsatts för någon form av stress. Högsta halterna av kortisol uppvisar salmoniderna med toppar på 400-600 ng/mL, mindre aktiva fiskar har kortisoltoppar på 50-200ng/mL. Kortisolhalten i fiskar varierar från individ till individ beroende på fiskens fysiska och fysiologiska status (Ostrander, 2000).

## 2 Material och metoder

### 2.1 Försöksfisk

Denna studie är utförd på Umeå Marina Forskningscentrum, UMF. UMF ligger i Norrbyn 40 km söder om Umeå. I försöken användes tre för Bottenviken vanliga arter; abborre, mört och öring. I delstudie 1 användes öring från Vattenfalls fiskodling i Norrfors (Umeå) och i delstudie 2 hämtades öring från en fiskodling i Bjännsjö (Västerbotten). Abborre och mört fiskades med handredskap, mjärdar och mörtstugor i Ängersjön, Ängerån samt i Norrbyns hamnområde (Västerbotten). Den infångade fisken förvarades i tråg om ca 1 m<sup>3</sup>. Trågen genomströmmades av havsvatten från Bottenviken varför vattentemperaturen i förvaringstrågen varierade under försöksperioden. Trågen stod i en tråghall med automatiskt styrt dygnsljus. Mysider som användes som föda i delstudie 2 håvades kontinuerligt i Norrbyns hamnområde och förvarades i akvarium med genomströmmande havsvatten. Fisk för delstudie 2 matades med mysider under tillvänjningsfasen.

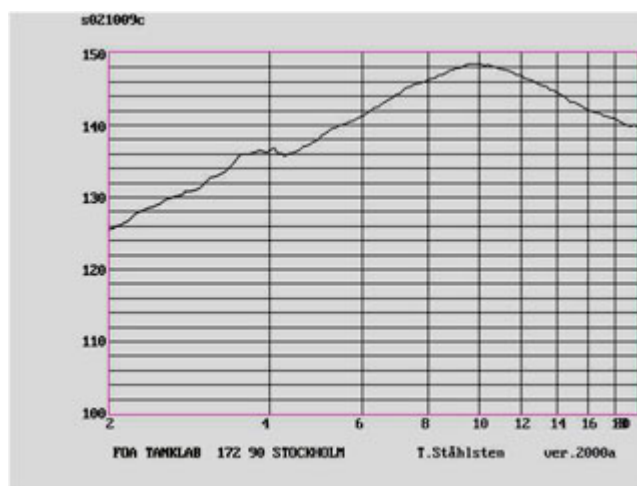
### 2.2 Ljudutrustning

För att producera ljud med specifika frekvenser och intensitet användes utrustning från Totalförsvarets Forskningsinstitut (FOI, Stockholm) samt från fysikinstitutionen (Umeå Universitet). För att sända frekvenser kopplades en ton-generator (GW, Function Generator, Model: GFG-8016G) till en transformator (Krohn-Hite s/n 236) och förstärkare (LAB 1600 s/n 060-425). Det förstärkta ljudet skickades till en sändarhydrofon (s.k. ortkula; ORT S-1014 s/n 501) som nedsänktes i mitten av trågen under behandling (figur 1). I kontrolltråget användes en sändarhydrofonatrapp. För att kontrollera att rätt frekvens och intensitet sändes till sändarhydrofonen användes ett oscilloskop (Hewlett Packard 54600A 100MHz, 2 Channel).



Figur 1. Sändarhydrofon nedsänkt i mitten av tråget. Bilden visar också den nätkasse som användes i delstudie 2.

I delstudie 1 användes fem olika frekvenser; 6, 15, 30, 60 och 180 Hz. För dessa frekvenser gjordes direkta mätningar på effekten (dB). För respektive frekvens uppnåddes effekterna 70, 85, 90, 105 och 120 dB re 1  $\mu$ Pa rms. I delstudie 2 behandlades fisken med frekvenserna 6, 30 och 180 Hz. Utifrån dessa frekvenser beräknades effekten baserat på sändarhydrofonens sändarkarakteristik (figur 2).



Figur 2. Sändarhydrofonens karakteristik. X-axeln ger frekvensen (kHz) och Y-axeln sändareffektiviteten (dB re 1  $\mu$ Pa per V)

Effekten hos sändarhydrofonen faller ungefär med 11 dB per frekvenshalvering för frekvenserna under 10 kHz (Fig. 2). Denna effekt (dB) är angivet för fallet att sändarhydrofonen utsätts för en signal med 1 Volt (FOI, Stockholm). För att räkna ut effekten (dB) används formeln: Sändareffektiviteten +  $20\log_{10}$  (tillförd spänning i volt).

För 6, 30 och 180 Hz, där vi tillförde en spänning på 105 V blir ljudtrycket respektive 69, 100 och 120 dB re 1  $\mu$ Pa rms. Som jämförelse från fältmätningar registrerades ca 105 dB vid 30 Hz och 125 dB vid 180 Hz på ett avstånd av 83 meter från ett vindkraftverk vid Utgrunden vindkraftspark och vid en vindstyrka av 14 m/s (Ingemansson Technology AB, 2003).

### 2.2.1 Utförande delstudie 1

Delstudie 1 utfördes under sommaren 2006. I denna studie användes tre sammansatta tråg om vardera 1 m<sup>3</sup> där försöksfisken kunde byta tråg genom att simma igenom ett rör. Hypotesen var att om fisken reagerade negativt på skapat ljud i ett av de yttre trågen skulle de reagera genom att byta tråg. I trågen fanns också konstgjord vegetation där fisken kunde söka skydd. Under försöket videofilmades fisken i tråget med ljudkälla. Fem fiskar av samma art användes för varje replikat och tre arter testades; abborre, mört och öring. På varje ljudfrekvens utfördes totalt 8 försök med abborre, 5 försök med öring och 7 försök med mört. Fisken fick vänja sig vid miljön och sedan utsattes de för ljud i en frekvens åt gången under 1-3 minuter. Ljudmätningar visade ingen skillnad i ljudbild mellan de tre sammanbundna trågen och förflyttningen mellan trågen användes därför inte som analysvariabel.

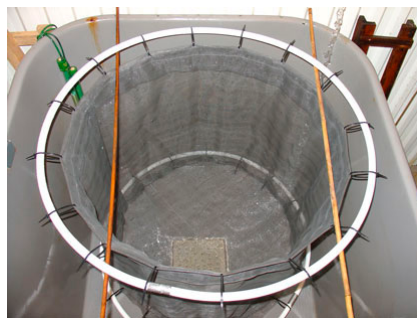


Fiskens beteende (om de var passiva, aktiva eller simmade) analyserades från videoupptagningarna. Som kontroll användes en likadan uppställning av tråg men utan ljud, som filmades samtidigt som ljudbehandlingen. I dessa tråg kunde inget ljud påvisas vid en mätning. Totalt testades mörtan vid 5 olika frekvenser (6, 15, 30, 60 och 180 Hz) medan abborren och öringen testades vid fyra olika frekvenser (6, 30, 60 och 180 Hz)

## 2.2.2 Utförande delstudie 2

Delstudie 2 pågick från augusti till november 2007. Vid start av försöken flyttades fisken från aklimatiseringstrågen till kontroll- respektive behandlingstråg. Varje replikat utfördes med ett till tre dygns mellanrum för att fisken i behandlings- respektive kontrolltrågen inte skulle uppvisa någon stress beroende av hanteringen vid försöken. Under en given dag utfördes fyra försök; en kontroll och tre behandlingar (6, 30 och 180 Hz) för öring och abborre och en kontroll och två behandlingar (6 och 180Hz) för mört. Sammanlagt genomfördes nio replikat och tre kontroller per frekvens och art. Försöken utfördes med två öringar/tråg, tre abborrar/tråg samt två-tre mörtar/tråg. Tillgången på fisk styrde antalet fiskar per försök. Behandlingstiden för fisken under försöken var 30 minuter.

Ljudbehandlingarna utfördes mellan kl 09.30 och 14.30 och kontrollen mellan 08.00 och 09.30. Kontrollen utfördes före behandlingarna för att undvika ljud från ljudutrustningen i kontrollträget. För en lättare och snabbare hantering av fisken i behandlings- och kontrolltrågen tillverkades cylinderformade nätkassar med sluten botten (figur3). Nätkassarna hade en diameter på 0,75 meter samt ett djup på 0,80 meter. Nätkassarna konstruerades av mörkfärgat myggnät. I botten på cylindern fästes ett rör fyllt med sand som tyngd till nätkassen och i toppen fästes ett rör med luft som flytring.



Figur 3. Nätkasse i ett försökstråg. Nätkassen har en sluten botten. Nätkassen användes för att snabbt och enkelt kunna lyfta upp fisken efter avslutat försök.

Efter ljudbehandlingen avlivades fisken med en överdos (1g/liter vatten) av bedövningsmedlet tricaine methanesulfonate (MS 222). Fisken hölls i bedövningsmedlet under 1-3 minuter beroende på fiskens storlek. Efter avlivning vägdes och mättes fisken. Inom 7 minuter efter avlivning togs blodprov. Detta för att undvika att en stressreaktionen beroende av hanteringen skulle visa sig i kortisolanalysen. För att erhålla blodprov för kortisolanalysen klipptes stjärtfenan bort för att frilägga

caudalvenen. Fisken hölls i lodrätt läge med huvudet uppåt och blodet samlades upp med hjälp av en 300µl microvett (Sarstedt). Blodproven centrifugerades med Beckman Coulter TM Microfuge 22R under 10 minuter vid en temperatur av 4 °C och ett varvtal på 3000rpm. Blodplasman pipetterades till en 0,5 ml microtube (Sarstedt) för att sedan snabbt nedfrysas till – 73 °C. Blodplasman skickades därefter till Kem Lab vid Norrlands Universitets Sjukhus (NUS) i Umeå för analys.

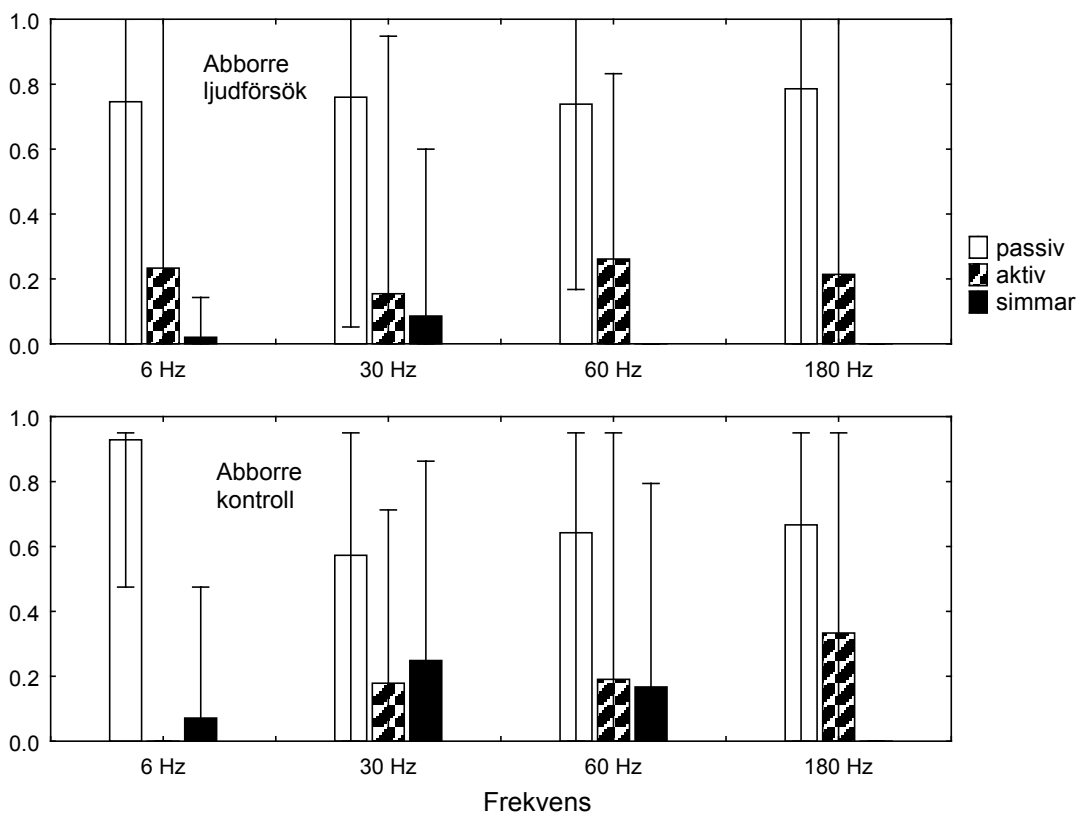
Liksom i andra kortisolanalysstudier på fisk användes ett humanbaserat antikropsstest för analysen (Velasco-Santamaria & Cruz-Casallas, 2007; Wysocki et al, 2006). För att analysera kortisol i blodplasman från fisken användes Orion Diagnostica SPECTRIA Cortisol RIA Test. För att säkerställa kvalitén på kortisolanalysen fastställdes den totala variationskoefficienten (total – CV%) för internkontroller (Lyphoccek, Bio-Rad Laboratories). Total – CV% var 5.4 % vid medelnivå 89 nmol/L, 6.56 % vid 484 nmol/L och 6.48 % vid 807nmol/L. Kortisolhalten i plasmaproverna fastställdes i nmol/l och omräknades till ng/ml genom att dividera resultaten med 2,758 (Grankvist, K. Kem Lab, Norrlands Universitets Sjukhus, pers. kom.).

Predationsstudier genomfördes endast på öring. Studier på abborre kunde inte genomföras då fisken inte var födoaktiv vare sig i behandlings- eller kontrollträgen. Detta kan ha berott på den låga vattentemperaturen < 15 °C. Under november månad då försöken utfördes med mört fanns det inga mysider att tillgå i strandområdena. För varje behandling (6, 30, och 180Hz) och kontroll användes två öringar. Vid predationsstudien, som utfördes på samma individer som ingick i kontroll av stressnivå, tillsattes 50 mysider i försökstrågen samtidigt som sändarhydrofon eller attrapp nedsänktes. Mysiderna sköljdes ned i trägen från en genomskinlig plastburk (0.5 l) med hjälp av en sprutflaska. För att kontrollera hur många mysider fisken i försökstrågen ätit under behandling respektive kontroll räknades kvarvarande mysider i nätkassen efter försökens avslut. Antalet ätna mysider kontrollerades också genom att dissikera fiskens mage och räkna antalet svalda mysider.

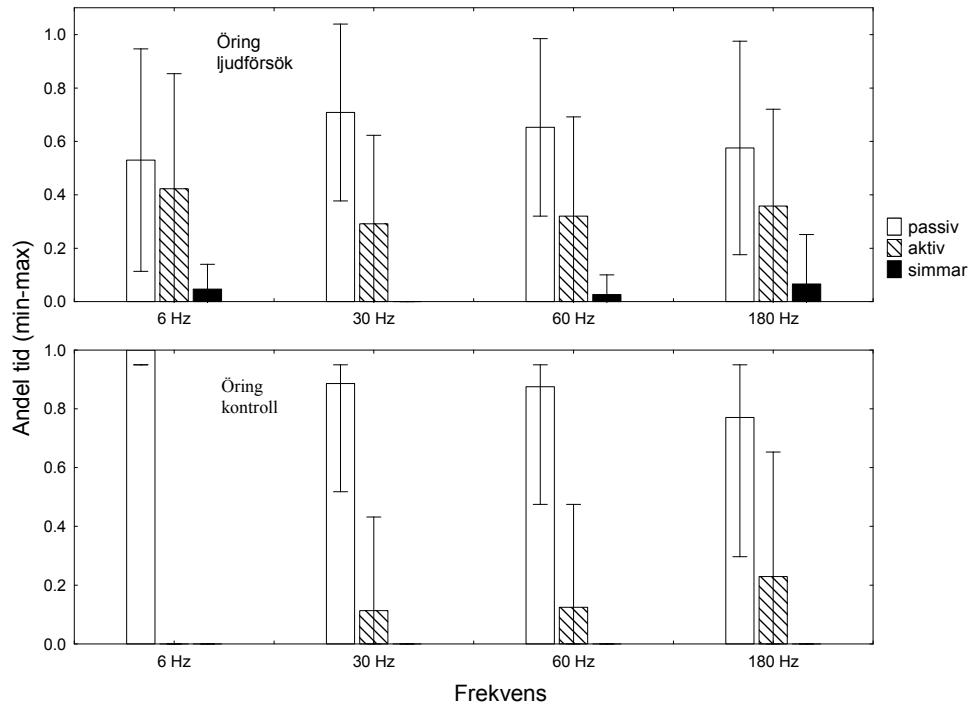
## 3 Resultat

### 3:1 Delstudie 1

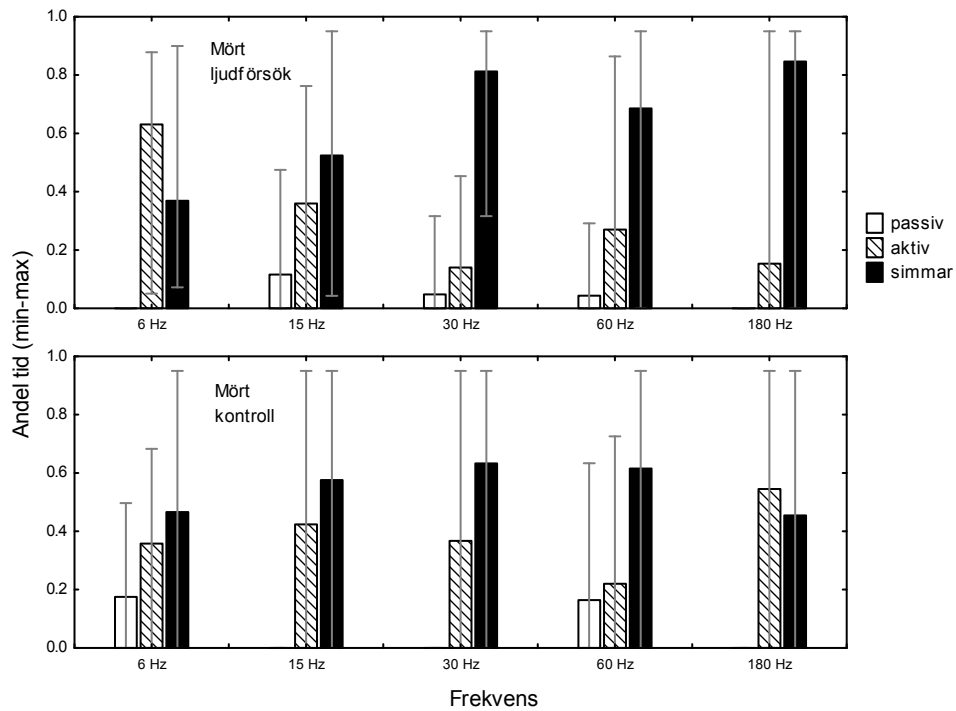
Ingen av arterna uppvisade någon större beteenderespons på ljudet (figur 4-6). Abborren och öringen var till största delen passiva, både i kontrollen och när de utsattes för ljud. Mörten var mer aktiv och simmade under stor del av tiden. Om klassificeringen av beteende reducerades till antingen aktiv (simmande eller aktiv på annat sätt) eller passiv och resultaten från alla frekvenser sågs som en behandling gav ljudpåverkan en signifikant ökad andel aktiva fiskar för öring (Mann-Whitney;  $p < 0.05$ , figur 7), men inte för de två andra arterna. Öringen tillbringade också signifikant mer tid utanför vegetationen med ljud jämfört med kontrollen vid alla frekvenser.



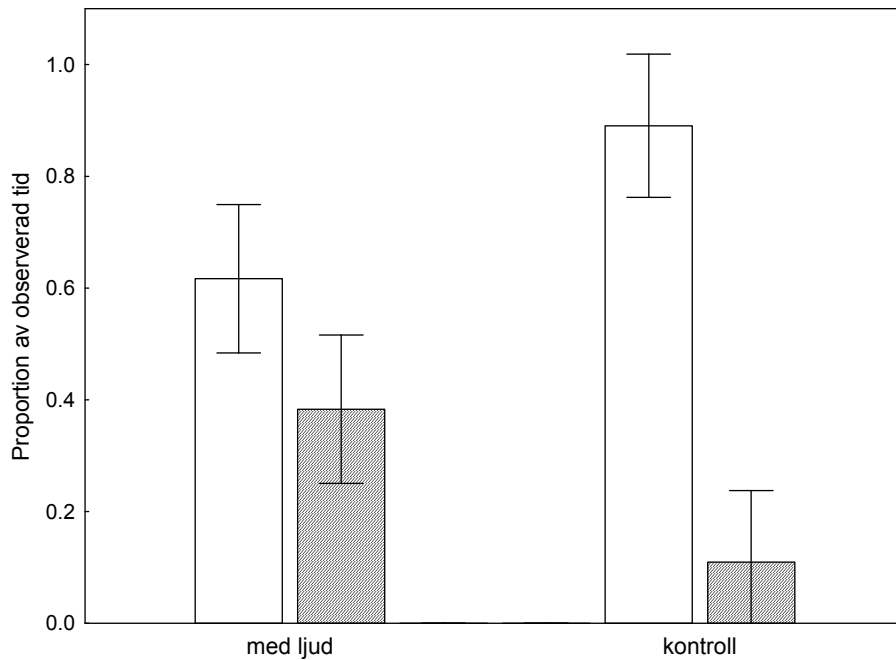
Figur 4. Försök med abborre. Andel av tiden vid ljudproduktion som ägnades åt olika beteenden. Figuren visar medianvärden och vertikalstrecket den totala variationen mellan åtta replikat med fem abborrar i varje. Kontrollen gjordes i en annan försöksuppställning utan ljud, som filmades samtidigt som ljudförsöket. Passiv = fisken står stilla utan att röra sig; Aktiv = fisken rör sig på stället; Simmar = fisken förflyttar sig.



Figur 5. Försök med öring. Andel av tiden vid ljudproduktion som ägnades åt olika beteenden från fem replikat med fem öringar i varje (se figur 4 för definitioner).



Figur 6. Försök med mört. Andel av tiden vid ljudproduktion som ägnades åt olika beteenden från sju replikat med fem mörtar i varje (se figur 4 för definitioner).

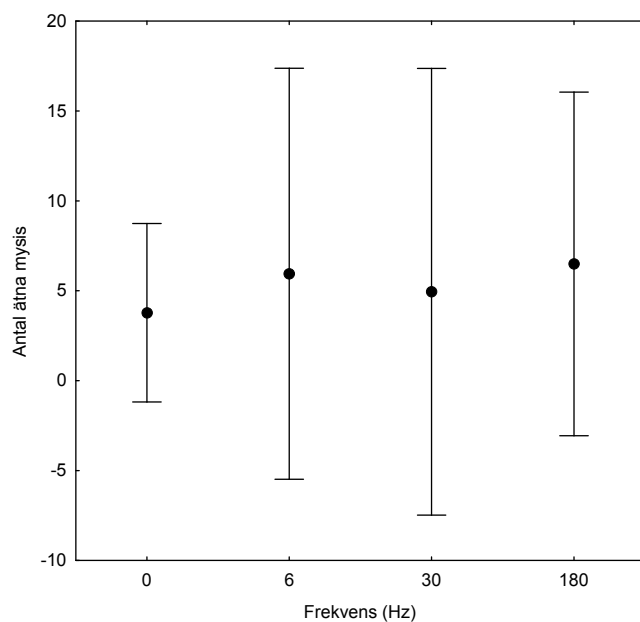


Figur 7. Försök med öring. Figuren visar tidsfördelningen (medelvärde +/- SE) mellan passivitet (ofylld stapel) och aktivitet (fylld stapel), där replikaten inom samtliga fyra frekvenser behandlas som replikata försök (n = 20). Fisken definierades vara passiv då den var helt stilla. När fisken rörde sig på stället eller simmade klassades den som aktiv.

## 3.2 Delstudie 2

### 3.2.1 Predationsstudie

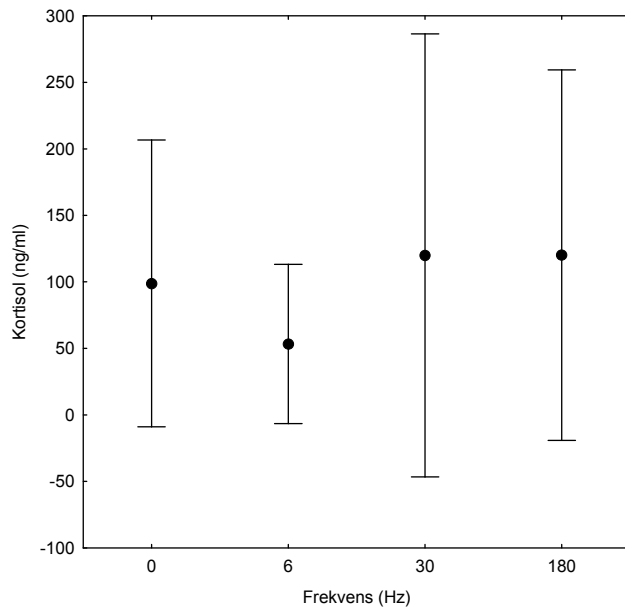
Ingen effekt av ljudet på öringens födointag kunde upptäckas (ANOVA;  $F_{3,68} = 0.26$ ;  $p=0.85$ , figur 8). Födointaget varierade stort mellan individer. I flertalet fall var det en öring som åt flera mysider medan den andra öringen inte åt alls. Därför analyserades även ljudets effekt i förhållande till lägsta, högsta och medelvärdet av antal ätna mysider hos enskilda fiskar inom varje tråg. Inte heller vid detta förfarande upptäcktes någon effekt av ljudet på öringens födointag (ANOVA; lägsta värdet  $F_{3,32} = 1.02$   $p=0.40$ , högsta värdet  $F_{3,32} = 0.39$   $p<0.76$  samt medelvärdet  $F_{3,32} = 0.29$   $p=0.83$ ).



Figur 8. Antal ätna mysider/försök hos öring (medelvärde  $\pm$  SD,  $n=9$ ) under olika ljudförhållanden (6, 30 och 180Hz samt kontroll 0 Hz).

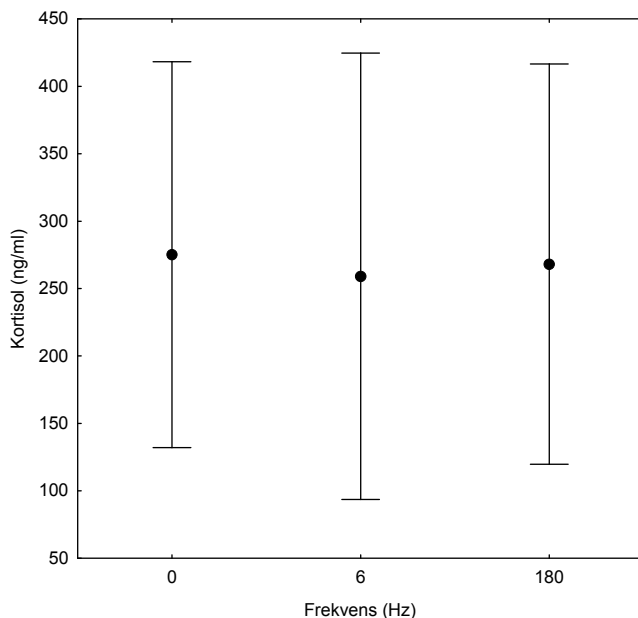
### 3.2.2 Effekt på stresshormonet kortisol

I varje behandlings- respektive kontrolltråg hade genomgående en öring ett relativt lågt kortisolvärde medan den andra hade ett betydligt högre. Analys av kortisolhalten genomfördes därför inte enbart på medelvärdet per tråg utan också på lägsta respektive högsta värde i varje tråg. Ingen signifikant skillnad kunde utläsas utifrån analysen på frekvens (Hz) relaterat till kortisolhalt (ng/ml) i blodplasma (ANOVA; medelvärdet  $F_{3,32} = 1.16$   $p=0.34$ , lägsta värdet  $F_{3,32} = 1.28$   $p=0.30$ , högsta värdet  $F_{3,32} = 0.36$   $p=0.79$ ) (figur 9).



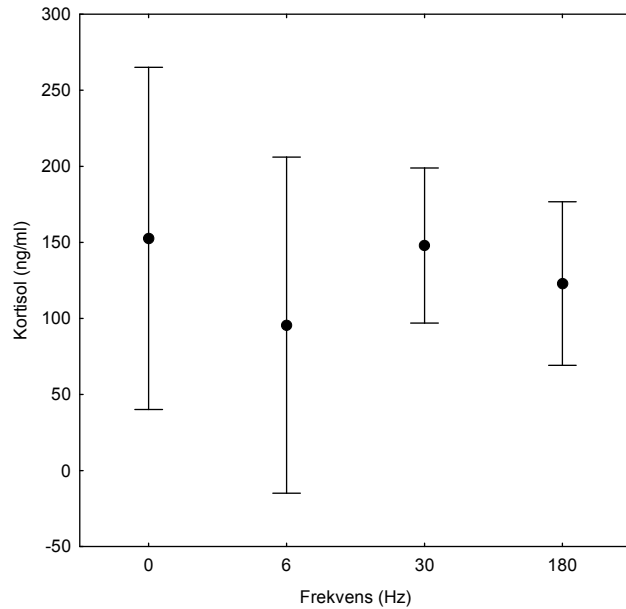
Figur 9. Kortisolhalt (medelvärde ± SD, n=9) i blodet hos öring utsatta för ljud av olika frekvenser (6, 30 och 180 Hz) samt kontroll (0 Hz).

Inte heller för mörtan kunde någon effekt av ljudet på kortisolhalten i blodet upptäckas (ANOVA;  $F_{2,21} = 0.07$   $p=0.93$ ). (figur 10). Värdena varierade stort mellan individerna och måste generellt anses vara relativt höga värden, även i kontrollen. Detta tyder på att mörtan kan ha stressats av annat än behandlingen, vilket kan ha maskerat en eventuell effekt av ljudet.



Figur 10. Kortisolhalt (medelvärde ± SD, 6 replikat) i blodet hos mört utsatta för ljud av två olika frekvenser (6 och 180 Hz) samt kontroll (0 Hz).

Abborrarna i kontrollen hade signifikant högre halter av kortisol i blodet än individer i behandlingen med 6 Hz (ANOVA;  $F_{3,32} = 4.22$   $p=0.013$ ) (figur 11). Kontrollgruppen uppvisade betydligt lägre individuell variation jämfört med behandlingsgruppen.



Figur 11. Kortisolhalt (medelvärde  $\pm$  SD,  $n=3-9$ ) i blodet hos abborre utsatta för ljud av tre olika frekvenser (6, 30 och 180 Hz) samt kontroll (0 Hz). Halten var signifikant högre i kontrollen jämfört med behandlingen 6 Hz.



## 4 Diskussion

I denna studie fann vi ingen reaktion hos abborre och mört på lågfrekvent undervattensljud. Dock var öringarna signifikant mer aktiva då de utsattes för ljud men detta hade ingen effekt på deras födointag eller stressnivå. Till skillnad från resultat i en handfull andra studier på effekter av ljud på fiskars beteende (Larsson, 1992; Scholik & Yan, 2001; Wahlberg & Westerberg, 2005; Öhman och Wilhelmsson 2005) verkar alltså mört och abborre inte alls och öringen endast marginellt påverkas av lågfrekvent ljud i området 6-180 Hz med en intensitet mellan ca 70 och 120 dB. I en studie av atlantlax visade fisken ett undvikande beteende då den utsattes för ljud av 10 Hz och en effekt på 10-15 dB över laxens tröskelvärde. Ingen effekt upptäcktes då ljud av 150 Hz och en effekt på 114 dB över tröskelvärdet skapades (Knudsen et al, 1994). Med den ljudutrustning vi använde lyckades vi skapa ljud med högre effekt än 100 dB enbart vid frekvenser från 30 Hz och uppåt. Om man antar att lax och öringen har likvärdiga tröskelvärden kan därmed eventuella effekter på de två lägsta frekvenserna, 6 och 15 Hz kunna ha missats. Detta var sannolikt inte fallet vid studien av mört, som har betydligt lägre tröskelvärde. Av de tre arter vi undersökt antas mörten vara den med bäst hörsel förmåga. Dess tröskelvärde ligger mellan 60 och 80 dB vid 100-500 Hz (Amoser et al, 2004). Exempelvis producerade vi ett ljud runt 120 dB vid 180 Hz, vilket är långt över mörtens tröskelvärde. Att den inte visade några reaktion på behandlingsljudet gör att man utifrån våra resultat kan anta att ljudbilden från ett havsbaserat vindkraftverk inte kommer att ge några märkbara negativa effekter på mört, åtminstone inte på avstånd längre än ca 80 meter från verket. Mätningar visar nämligen att vindkraftverk nr. 4 vid Utgrunden producerar ett ljud på ca 125 dB med en frekvens av 180 Hz på 83 meters avstånd från verket (Ingemansson Technology AB, 2003), vilket ungefär motsvarar den ljudeffekt vi uppmätte vid 180 Hz i trägen.

Smith et al. (2004) fann att guldfisk (*Carassius auratus*) hade förhöjda kortisolhalter till följd av ljudbehandling utan att detta kunde konstateras genom visuella observationer. För att undersöka om detta kunde vara fallet för fisk i vår studie mätte vi koncentration av kortisol i blodet hos fisken i delstudie 2. Det är känt att kortisol- och glukoshalten i blodplasma är en viktig indikator på stress hos fisk (Mommsen et al, 1999; Ostrander, 2000; Smith et al, 2003). Många stressfaktorer kan påverka kortisolhalten i blodet (Arnekleiv et al, 2004), vilket måste beaktas vid försöksdesign och analys av erhållna data. I delstudie 2 fick fisken därför vila ostört i 24 – 72 timmar efter omflyttning från förvaringstråg till behandlingstråg. För salmonider har man visat att efter stress med förhöjda kortisolvärden återgår kortisolvärdet till det normala (ca 5 ng/ml) efter 24-48 timmar (Ostrander, 2000; Pickering & Pottinger, 1989). Efter ljudbehandlingen lyfte vi snabbt upp fisken ur trägen med hjälp av nätkassen de hölls i. Därefter avlivades fisken omedelbart och blodprov togs inom 7 minuter. För guldfisk har man visat att det tar ca 10 min innan en stressfaktor ger upphov till utsöndring av kortisol i blodet (Smith et al, 2004) och vi anser därför att vår provtagningsmetod

inte påverkat de i försöket uppmätta kortisolvärdena.

Vi fann inte att ljudbehandlingen påverkade stressnivån hos de fiskar vi undersökte. Generellt sett var dock halterna relativt höga, även för fisken i kontrollträget, vilket tyder på att fisken varit stressad av annat än enbart ljudet under försöket. Vår avsikt var dock inte att kvalitativt mäta kortisolhalten hos individer utan att jämföra mellan kontroll och behandlingar. Sannolikt var dock ”bakgrundsstressen” hög varför en eventuell effekt av ljudet kan ha maskerats av andra stressfaktorer. Detta kan möjligen också förklara det udda resultatet att abborren var mer stressad i kontrollen jämfört med behandlingarna. Hos öringen fann vi ett genomgående mönster av en individ med relativt högt kortisolvärde och en med lågt värde i samma tråg. Salmoniders sociala struktur präglas av ett antagonistiskt beteende med hierarkier. Dessa hierarkier visar sig i form av dominanta aggressiva fiskar och fiskar med lägre rang. Lågrankade fiskar utsätts för attacker vilket leder till hög stressnivå hos dessa. Följaktligen har de lågrankade fiskarna en högre kortisolhalt i blodet (Lepage, 2004). Detta förklarar sannolikt det mönster vi fann för öringen.

Fiskens förmåga att detektera ljud är beroende av både partikelacceleration och akustiskt tryck (dB) (Wahlberg & Westerberg, 2005). Hörselgeneralister som abborre och salmonider som inte har specialiserade hörselstrukturer är främst känsliga för lågfrekventa ljud och partikelacceleration. Hörselspecialisterna som t.ex. mört som har strukturer som förbinder simblåsan med innerörats organ hör betydligt högre frekvenser och är också mer känsliga för akustiskt tryck (Amoser et al, 2004). Under inverkan av lågfrekventa ljud < 20 Hz påverkas fisk detekteras enbart partikelaccelerationen. Få studier på hur fisk reagerar på ljud har dokumenterat både ljudintensitet och partikelacceleration. Dock har man för atlantlax kunnat konstatera flyktreaktioner från fisken vid väldigt låga frekvenser <20 Hz och vid en partikelacceleration av  $10^{-2} \text{ ms}^{-2}$ . Detta motsvarar en intensitet av 160 dB relativt  $1 \mu\text{Pa}$  (Wahlberg & Westerberg, 2005). Då fiskar främst reagerar på partikelacceleration vid låga frekvenser skulle det kunna förklara våra resultat.

I den uppföljande mätningen av partikelacceleration som genomfördes på sommaren 2008 med samma förhållanden som användes i fiskexperimenten, visades att bakgrundsbruset i experimentlokalen överskuggade signalerna från sändarhydrofonen för 30 Hz och lägre frekvenser. Det innebär att experimenten med dessa frekvenser inte kan ge svar på om vindkraftgenererade låga ljud (< 30 Hz) har någon inverkan på försöksfiskarnas beteende, födoaktivitet och stressnivå. Men eftersom de videoövervakade studierna inte indikerade onormalt beteende varken i kontroll eller i experiment med 6, 15 och 30 Hz tilläggs ljud, alla med dominerande bakgrundsbrus i de låga frekvenserna, så menar vi att det är sannolikt att de låga frekvenserna inte påverkar fisken i de ljudintensiteter som karakteriserade experimenten. Med den utrustning vi använde i experimenten uppnådde vi en ljudintensitet på 70 – 90 dB re  $1 \mu\text{Pa}$  rms och det är troligt att denna nivå ligger under detektionsgränsen för fiskarna.

## 4.1 Slutsats

Resultat från laboratorieexperiment visade inga negativa effekter av undervattensljud med frekvenser från 6 till 180 Hz och ljudintensitet mellan 70 och 120 dB på beteende, födointag eller stressnivå hos öring, mört och abborre. Enligt våra resultat och tidigare fältnätningar kring ett havsbaserat vindkraftverk (Utgrunden) kan därmed dessa arter inte detektera vindkraftsljud på avstånd av 80 meter eller längre från vindkraftverket och därmed inte heller påverkas negativt av ljudet. Kompletterande mätningar av partikelaccelerationen vid de experimentförhållanden vi använde i vår studie visade att våra resultat för 60 och 180 Hz är tolkade på riktigt sätt. Vid ljudalstring av 30 Hz eller lägre frekvens överskuggar bakgrundsbruset i experimentlokalen ljudet från sändarhydroforen och någon effekt av ljudet från hydrofonen skulle därför inte förväntas. Baserat på beteendestudierna med videoövervakning kan vi emellertid säga att ljud med en frekvens av 30 Hz eller lägre och med en intensitet på 70 – 90 dB re 1  $\mu$ Pa rms inte ger signifikanta effekter på beteendet hos de fiskarter vi studerat. För en säker bedömning av effekter av låga ljudfrekvenser med hög ljudintensitet krävs kompletterande experiment med annan teknisk utrustning.

## 4.2 Erkännande

Vi tackar Jon Kippel vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Umeå för arbetet med delstudie 1.

## 5 Referenser

- Amoser, S. Wysocki, L.E. Ladich, F. (2004). *Noise emission during the first powerboat race in an Alpine lake and potential impact on fish communities*. Journal Acoustical Society of America. Vol 116 no 6, p 3789-3797.
- Arnekleiv, J.V. Urke, H.A. Kristensen, T. Halleraker, J.K. Flodmark, L.E. (2004). *Recovery of wild, juvenile brown trout from stress of flow reduction, electrofishing, handling and transfer from river to an indoor simulated stream channel*. Journal of Fish Biology (2004) 64, p 541-552.
- Astrup, J. & Møhl, B. (1993). *Detection of intense ultrasound by the cod (Gadus morhua)*. Journal of experimental Biology. Vol. 182, p 71-82
- Chapman, D.M.F. Ellis, D.D. (1998). *The elusive decibel: thoughts on sonars and marine mammals*. Canadian Acoustics 26(2), p 29-31.
- Engell-Sørensen, K & Holm Skytt, P. (2001). *Evaluation of the Effect of Noise from Offshore Pile-Driving on Marine Fish*. Dok. No. 1980-1-03-1-rev.2.UK
- Enger, PS. (1981). *Frequency discrimination in teleosts – central or peripheral? Hearing and Sound Communication in Fish, edited by W.N. Tavolga. A.N. Popper. R.R. Fay. Springer – Verlag. New York. p 243-255.*
- Hasting, M.C. Popper, A.N. Finneran, J.J. Lanford, P.J. (1996). *Effects of low-frequency underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish Astronotus ocellatus*. Journal of the Acoustical Society of America. Vol. 99 (3), p 1759-1766.
- Knudsen, F.R. Enger, P. Sand, O. (1994). *Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, Salmo salar*. Journal of Fish Biology. Vol.45, p 227-233.
- Larsson, M. (1992). *Fiskspärrar – metoder för att leda (skrämna, locka) fisk i anslutning till vattenkraftanläggningar*. Rapport från Vattenfall Vattenkraft 1992/5: Issn 1103-3134.
- Lepage, O. (2004). *Dietary L – Tryptophan Suppresses Aggression and Stress Responsiveness in Juvenile Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss). The Role of Brain Serotonin and Plasma Melatonin*. Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 1044. 55pp. Uppsala ISBN.
- Lindell, H. (2003). *Utgrunden – Havsbaserad Vindkraftspark. Mätning av undervattensbuller*. Göteborg. Ingemansson Technology AB.
- Ljunggren, S. (1999). *Buller kring vindkraftverk – en lägesrapport*. Bygg & Teknik nr 3/99.

- Mommsen, T.P. Vijayan, M.M. Moon, T.W. (1999). *Cortisol in teleosts: dynamics, mechanisms of action, and metabolic regulation*. Fish Biology and Fisheries 9, p 211-268.
- Ostrander, G.K. (2000). *The Laboratory Fish*. Academic Press.
- Petersson, M. (2000). *Vindkraft till havs, en litteraturstudie av påverkan på djur och växter*. Naturvårdsverket. Rapport 5139.
- Pickering, A.D. Pottinger, T.G. (1989). *Stress responses and disease resistance in salmonid fish: Effects of chronic elevation of plasma cortisol*. Fish Physiology and Biochemistry. Vol. 7 numbers 1-6.
- Popper, A.N. (2003). *Effects of Anthropogenic Sounds on Fishes*. Fisheries research feature. Vol. 28 no 10, p 24-31.
- Sand, O. & Karlsen, H.E. (2000). *Detection of infrasound and linear acceleration in fishes*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences. 355: 1295-1298.
- Scholik, A.R. Yan, H.Y. (2001). *Effects of boat engine noise on the auditory sensitivity of the fathead minnow, Pimephales promelas*. Environmental Biology of Fishes. Vol. 63, p 203-209.
- Smith, M.E. Kane, A.S. Popper, A.N. (2004). *Noise-induced stress response and hearing loss in goldfish (Carassius auratus)*. Journal of Experimental Biology 207, p 427-435.
- Thomsen, F. Lüdermann, K. Kafemann, R. Piper, W. (2006). *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish*. Biola. Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- Velasco-Santamaria, Y. Pablo Cruz-Casallas, M.Sc. (2007). *Methodology for determination of plasma cortisol in fish using competitive enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA)*. Revista MVZ Córdoba. Vol 12 (1), p 869-877.
- Wahlberg, M. & Westerberg, H. (2005). *Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore windfarms*. Marine Ecology Progress Series. Vol. 288, p 295-309.
- Wenblad, A. & Westerberg, H. (2007). *Revidering av kunskapsläget för vindkraftens effekter på fisket och fiskebestånden*. Fiskeriverket, Göteborg.
- Westerberg, H. (1994). *Fiskeriundersökningar vid havsbaserat vindkraftverk 1990-1993*. Fiskeriverket. Utredningskontoret Jönköping. Rapport 5 – 1994.
- Wysocki, L.E. Dittami, J.P. Ladich, F. (2006). *Ship noise and cortisol secretion in European freshwater fishes*. Biological Conservation. Vol. 128 issue 4, p 501-508.
- Öhman, M.C. Wilhelmsson, D. (2005). *Vindrev - Havsbaserade vindkraftverk som artificiella rev: effekter på fisk*. Zoologiska institutionen Stockholms Universitet. Vindforsk, FOI/Energimyndigheten. Rapport.

## 6 Bilaga - Kompletterande mätningar av partikelacceleration i försökstank

### 6.1 Inledning

Ljud utsänt i vatten genererar både partikelrörelser och ljudtrycksväxlingar, vilka är relaterade till varandra genom den akustiska impedansen. Det är känt att fiskars hörselorgan, de otolitiska organen, reagerar på partikelrörelser. Experiment utförda på fisk visar att känsligheten för ljud varierar mellan olika arter. Beroende på ljudkänslighet delas arter in i tre grupper, nämligen hörselspecialister (t.ex. sill), generalister (t.ex. torsk) samt lågkänsliga (t.ex. rödspotta). Hörselspecialisterna har normalt en utvecklad koppling mellan simblåsan och hörselorganet som resulterar i en förhöjd känslighet för högre frekvenser (högre än 20 Hz). För infraljud (lägre än 20 Hz) är det troligt att hörselspecialisten, generalisten och lågkänsliga reagerar direkt för partikelrörelser (Sand 2000). I detta intervall visar mätningar att skillnaden i känslighet är som minst (Wahlberg 2005). De lågkänsliga och generalisterna som saknar simblåsa alternativt saknar kopplingen mellan hörselorgan och simblåsa, är i första hand känsliga för partikelrörelser, troligtvis i hela hörselintervallet. Trots det faktum att alla fiskar reagerar på partikelrörelser är de flesta studier inriktade på att undersöka effekten av ljudtrycksväxlingar. Troligen beror detta metodval på att de finns kommersiella tekniker för ljudtrycksmätningar, medan så inte är fallet för mätning av partikelrörelser. Trots att partikelhastigheten har en enkel relation till ljudtrycket given av omgivningens impedans visar det sig att den senare oftast inte kan fastställas på ett enkelt sätt. Därmed kvarstår det faktum att försök i vilka ljudtrycksväxlingar mäts kan inte användas för att bestämma känsligheten för partikelrörelsen. De framtagna audiogrammen för ljudtryck blir därmed missvisande för infraljud speciellt när sammanställningar från olika mätningar presenteras i en figur. För en komplett ljudstudie krävs att effekter av både partikelrörelser och ljudtryck studeras samtidigt.

I ett parallellt projekt finansierat av STEM utvecklades ett nytt instrument som registrerar partikelrörelser i undervattensmiljöer. Samma instrument har använts här för att bestämma nivåerna för partikelaccelerationen i en försökstank. Sensorn består av tre ortogonalt monterade seismiska accelerometrar monterade i en vattentät sfär. de Vries (1950) föreslog att det otolitiska organet fungerar som en accelerometer och sålunda bör acceleration mätas. Vidare, i de relativt få studier som genomförts har partikelrörelserna angivits i formen av partikelacceleration (i enheten  $m/s^2$ ) varför samma parameterval görs här.

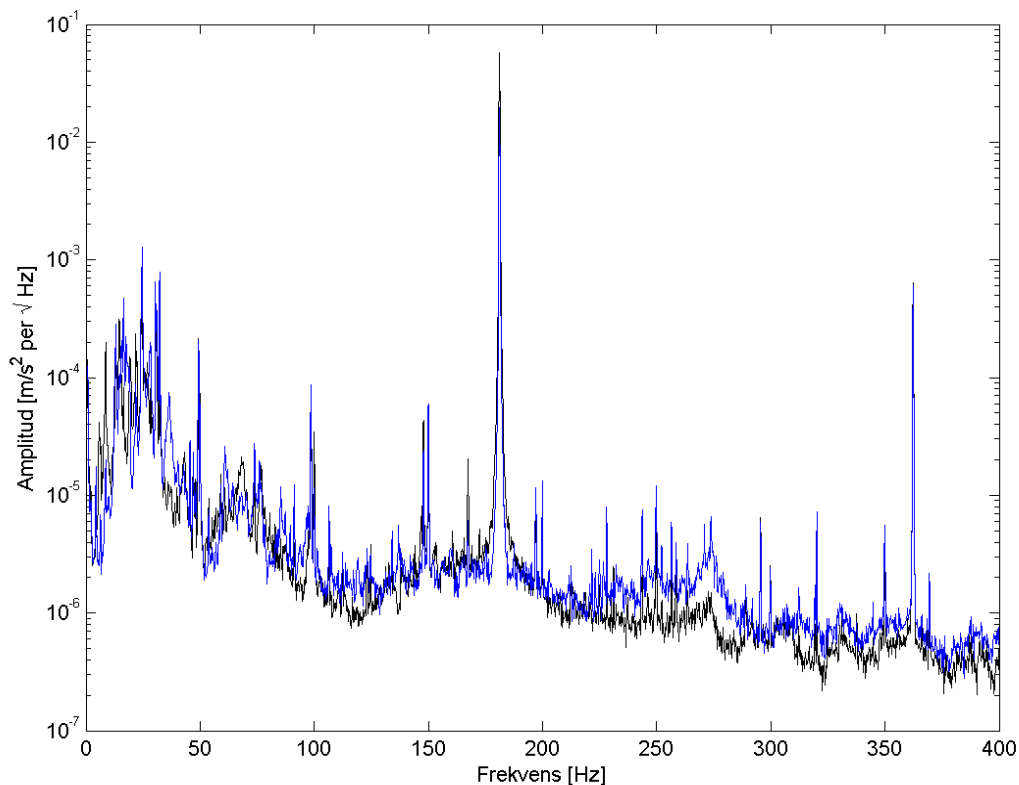
### 6.2 Försöksuppställning

I experimenten användes samma försöksuppställning som i huvudstudien. Vattentankens dimensioner var 112 x 112 x 80 cm (bredd, djup och höjd) och vattendjupet var 75 cm. Ljudkällan (ORT Modell S-1014) placerades centralt i tanken på 37,5 cm djup. På ömse sidor av källan placerades partikelaccelerationssensorn (PA-sensorn) samt en kalibrerad hydrofon. Vid försöken utsändes ljud med samma

styrka som i huvudstudien. Nivåer uppmättes för tre avstånd mellan källa och sensor, nämligen 0,2 0,28 och 0,38 m. Ljud utsändes med frekvenserna 180 och 60 Hz. För lägre frekvenser var partikelaccelerationerna för låga för att kunna registreras. Partikelaccelerationen för longitudinella och transversella komponenterna uppmättes. Den första rörelsen företas utmed den linje som bildas av sändaren, PA-sensorn och hydrofonen och den senare av den till linjen vinkelräta horisontella komponenten. Den vertikala komponenten används inte i studien eftersom sensorn var förbunden med en vertikal kabel som påverkar nivåerna. Mottagen signal lågpassfilterades för att undvika vinkningsfenomen innan digitalisering och efterföljande lagring på en hårddisk.

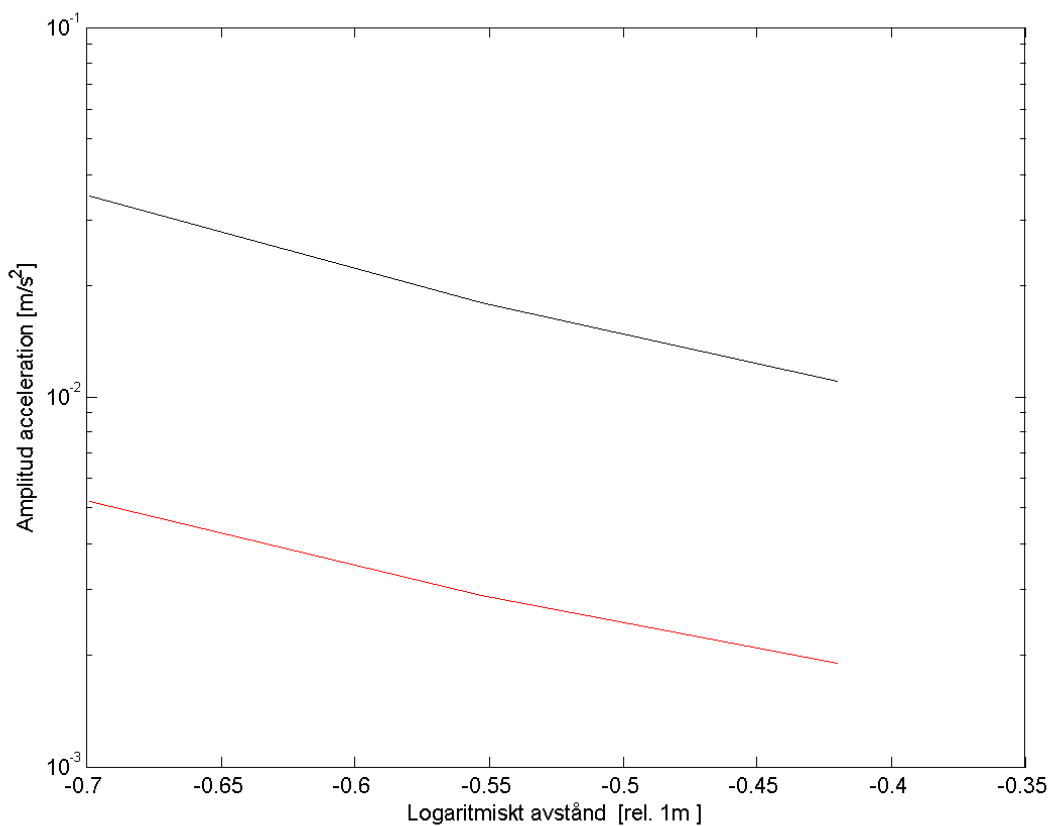
## 6.3 Resultat

De kompletterande mätningarna efterliknades i så hög grad som möjligt de i huvudstudien genomförda försöken med den skillnaden att fiskarnas respons inte registrerades. För kontroll uppmättes även ljudtrycket på samma sätt som i huvudstudien. De nivåer som uppmättes för partikelrörelserna kan sålunda ”paras” ihop med effektstudierna av fisk i huvudstudien. Vid mätningarna var den longitudinella komponentens amplituder starkast. I figur A1 presenteras frekvensspektrum för uppmätt partikelacceleration med utsänt ljud med frekvensen 180 Hz.



Figur A1. Uppmätt spektrum för utsänt ton vid 180 Hz. Avståndet mellan ljudkällan och sensorn var 0,28 m. Grundtonen dominerar spektret. Den heldragna blå kurvan visar den transversella och den svarta den longitudinella komponenten.

Den utsända tonens amplitud var mycket starkare än bakgrunden. Det kan noteras att på grund av icke-linjär respons hos sändaren utsändes även den dubbla frekvensen. Den var dock 80 gånger svagare än grundtonen. I tabell A1 ges värden på partikelaccelerationen som funktion av avstånd. Uppmätt och beräknat ljudtryck anges här som referens till huvudstudien. De uppmätta ljudtrycken bestämdes med hjälp av hydrofonen och ger ljudtrycket i tanken, medan de beräknade värdena grundas på specificerad sändstyrka och sfärisk ljudutbredning. Det senare antagandet kan inte förväntas vara giltigt i vattentanken, vilket får till följd att de två värdena inte stämmer överens. Det kan dock noteras att vid det korta avståndet (0,2 m) är skillnaden mellan uppmätt och beräknad styrka liten.



Figur A2. Det uppmätta förhållandet för acceleration ger att avståndet uppvisar ett  $R^{-1.8}$  för 180 Hz och  $R^{-1.6}$  för 60 Hz.



Tabell A1. Uppmätt acceleration och ljudtryck för olika avstånd mellan mottagarsensorer och sändare. Frekvensen var 180 Hz.

Centrumavstånd [m]	Acceleration [m/s <sup>2</sup> ]	Uppmätt ljudtryck med hydrofon [dB rel. 1 µPa]	Beräknat ljudtryck [dB rel. 1 µPa]
0,2	0,035	139	141
0,28	0,018	131	138
0,38	0,011	124	135

Samma mätförfarande som vid 180 Hz genomfördes för 60 Hz och resultaten presenteras i tabell A2. Accelerationen är lägre på grund av att sändarkulans utsända ljudtryck enligt specifikation minskar med 11 dB per frekvenshalvering. Återigen noteras en god överensstämmelse mellan beräknat och uppmätt ljudtryck. Slutligen presenteras i figur A2 avståndsberoendet för partikelaccelerationen.

Tabell A2. Uppmätt acceleration och ljudtryck för olika avstånd mellan mottagarsensorer och sändare. Frekvensen var 60 Hz.

Centrumavstånd [m]	Amplitud [m/s <sup>2</sup> ]	Ljudtryck hydrofon [dB rel 1 µPa]	Beräknat ljudtryck [dB rel 1 µPa]
0,2	0,0052	123,1	123,1
0,28	0,0029	116,5	120,2
0,38	0,0019	114,0	117,5

Vid 180 Hz avtar amplituden som  $r^{-1,8}$  och vid 60 Hz med  $r^{-1,6}$ , vilka ligger relativt nära sfärisk utbredning, som avtar som  $r^{-2}$ .

## 6.4 Referenser

Sand, O and H.E. Karlsen. (2000). *Detection of infrasound and linear acceleration in fishes*. Phil. Trans. Soc. Lond: B, 335, 1295-1298.

de Vries, H. L. (1950). *The mechanics of labyrinth otoliths*. Acta, Oto-Laryngol. 38, 262-273.

Wahlberg, M. and H. Westerberg. (2005). *Hearing in fish and their reactions to sounds from offshore windfarms*. Marine Ecology Progress Series. Vol. 288, p 295-309.

# Effekter av undervattensljud från havsbaseade vindkraftverk på fisk från Bottniska viken

RAPPORT 5924

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5924-8  
ISSN 0282-7298

Vindkraftverk i drift ger ifrån sig ljud som fortplantas i vatten och kan uppfattas av vissa djur och organismer. I denna rapport beskrivs resultaten av försök som gjorts i syfte att ta reda på i vilken omfattning fiskar påverkas av sådant ljud. De arter som studerats har valts så att de representerar olika typer av ljuduppfattningsförmåga hos fisk och svar ges på hur beteende, födosök och produktion av stresshormon påverkats under försöken.

Kunskapen är användbar vid planering och prövning av vindkraftanläggningar och kan utgöra underlag vid miljökonsekvensbedömningar.

**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, Fiskeriverket, länsstyrelserna, Naturvårdsverket, Riksantikvarieämbetet och vindkraftbranschen.

